



THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par :

Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse)

Discipline ou spécialité :

Génie des Procédés et de l'Environnement

Présentée et soutenue par :

Mme Marie BONNIN

le mercredi 11 décembre 2013

Titre :

OPTIMISATION MULTICRITERE POUR UNE GESTION GLOBALE DES
RESSOURCES NATURELLES: APPLICATION AU CYCLE DU CUIVRE
EN FRANCE

Ecole doctorale :

Mécanique, Energétique, Génie civil, Procédés (MEGeP)

Unité de recherche :

Laboratoire de Génie Chimique (L.G.C.)

Directeur(s) de Thèse :

MME CATHERINE AZZARO PANTEL

M. JACQUES VILLENEUVE

Rapporteurs :

M. GUIDO SONNEMANN, UNIVERSITE BORDEAUX 1

M. JEAN-MICHEL RENAUME, UNIVERSITE DE PAU ET DES PAYS DE L ADOUR

Membre(s) du jury :

M. SERGE DOMENECH, INP TOULOUSE, Président

M. DOMINIQUE GUYONNET, BUREAU RECHERCHES GEOLOGIQUES MINIERES, Membre

M. JACQUES VILLENEUVE, UNIVERSITE D ORLEANS, Membre

Mme CATHERINE AZZARO PANTEL, INP TOULOUSE, Membre

Résumé

Optimisation multicritère pour une gestion globale des ressources naturelles : application au cycle du cuivre en France

L'amélioration de la gestion des ressources naturelles est nécessaire pour répondre aux nombreux enjeux liés à leur exploitation. Ce travail propose une méthodologie d'optimisation de leur gestion, appliquée au cas du cuivre en France. Quatre critères permettant de juger les stratégies de gestion ont été retenus : le coût, les impacts environnementaux, la consommation énergétique et les pertes de ressources.

La première étape de cette méthodologie est l'analyse de la situation actuelle, grâce à une modélisation du cycle français du cuivre de 2000 à 2009. Cet examen a montré que la France importe la quasi-totalité de ses besoins sous forme de cuivre raffiné, et a une industrie de recyclage peu développée. Suite à ces premiers résultats, la problématique du traitement des déchets de cuivre, et notamment de leur recyclage, a été étudiée. Une stratégie de modélisation des flux recyclés, basée sur la construction de flowsheets, a été développée.

La formulation mathématique générale du problème a ensuite été définie : il s'agit d'un problème mixte, non-linéaire et *a priori* multiobjectif, qui a une contrainte égalité forte (la conservation de la masse). Une étude des méthodes d'optimisation a conduit à choisir un algorithme génétique (AG). Une alternative a également été envisagée pour résoudre le problème multiobjectif par programmation linéaire en le linéarisant "sous contrainte". Ce travail a mis en évidence la nécessité de développer une filière de recyclage efficace des déchets électriques et électroniques en France. Il a de plus montré que le cuivre contenu dans les déchets ne permet pas de couvrir la demande et qu'il est nécessaire d'importer du cuivre, de préférence sous forme de débris.

Mots clefs : *Optimisation multiobjectif, analyse des flux de matière, recyclage, gestion des ressources, cuivre, analyse du cycle de vie.*

Abstract

Multicriteria optimization for a global resource management: application to French copper cycle

Improving the natural resources management is necessary to address the many issues related to their exploitation. This work proposes an optimization methodology for their management, applied to the case of copper in France. Four criteria are identified to assess management strategies: cost, environmental impacts, energy consumption and resource losses.

The first step of this methodology is the analysis of the current situation, by modelling the French copper cycle from 2000 to 2009. This analysis showed that France imports almost all of its needs as refined copper, and has an underdeveloped recycling industry.

Following these initial results, the problematic of copper wastes, including recycling, has been investigated. A recycled flow modelling strategy has been developed, based on the construction of flowsheets.

The general mathematical formulation of the problem is then defined. It is a non-linear, mixed and *a priori* multiobjective problem, with a strong equality constraint (mass conservation). A review of optimization methods has led to choose a genetic algorithm (GA). An alternative was also proposed to solve the multiobjective problem with linear programming, by linearizing it under constraint.

This work has highlighted the necessity of developing an effective recycling field of wastes from electric and electronic equipment in France. It also showed that the copper contained in wastes does not meet the demand, so that France needs to import copper, preferably as scraps.

Keywords: *Multiobjective optimization, material flow analysis, recycling, resources management, copper, life cycle assessment.*

Remerciements

Je tiens dans un premier temps à remercier messieurs Guido Sonnemann et Jean-Michel Reneaume qui ont accepté d'être les rapporteurs de mon travail. Leurs commentaires pertinents m'encouragent à approfondir mon travail et m'ouvrent de nouvelles perspectives.

Un grand merci également à Dominique Guyonnet et Jean-Pierre Dal Pont pour leurs encouragements et leurs remarques sur mon travail.

Je remercie aussi tous les membres du LGC qui ont contribué à ce que mon travail ici se déroule dans une si bonne ambiance, que ce soit pour la recherche ou pour l'enseignement.

Un très grand merci à Catherine pour ses trois années passées ensemble. J'ai beaucoup apprécié de travailler avec toi, merci pour ta bonne humeur, tes encouragements, et pour ton implication, travaillant nuit et jour pour respecter les délais. J'espère que nous aurons encore l'occasion de travailler ensemble et que nous resterons amies. Je remercie aussi Serge pour son implication dans mon travail et pour l'aide précieuse qu'il m'a apportée tout au long des mes travaux, Ludo et Marianne pour leur disponibilité et leur aide pour la linéarisation du problème, et enfin merci à Luc, qui n'aura pas vu la fin de ces travaux mais qui y a contribué et avec qui j'ai également beaucoup apprécié travailler.

Merci aussi à Pascal, Xavier et Xuan qui m'ont fait confiance en me proposant des enseignements, et à tous les autres membres du département PSI pour leur accueil.

Mes remerciements vont également à toute l'équipe des doctorants du LGC, et notamment à ceux du département PSI. Merci à Sofi, Fer, Marco, Raul, Marie, Juliette, René, Sayed, Jesus, Guillermo, Lalo, Antonio, Guillaume, Philippe, Martial, Mayra, Nayiri, Benoît, You, Manuel, . . .pour les bons moments passés ensemble et pour maintenir un si bon esprit au sein de la rue 3!

J'adresse également mes plus vifs remerciements à l'équipe du BRGM qui m'a accueillie régulièrement, et notamment à Jacques qui m'a apporté beaucoup de choses malgré la difficulté de travailler à distance, ainsi qu'à Antoine pour le temps qu'il m'a consacré.

Merci également à l'équipe de l'IUT GCGP (Delphine, Jean, Anne, Alex, Stéphanie, Vincent et les autres) pour leur accueil chaleureux lors de mes vacances d'encadrement des TP TT-OSF.

J'embrasse également tous mes amis qui ont toujours été là pour me soutenir et surtout pour me changer les idées lorsqu'il le fallait. J'ai peur d'en oublier mais merci à Mélo, Delphine, Eneko, Marion, Matthias, Allison, Willow, Paté, Arielle, Dub, Audrey, Robin, Herminie, Nathan, Pfff, Chopin, Alex, Katia, Val, Anna, Sophie, PY, MB, Aurel, Amel, Georges. . .et tous les autres. Merci également aux GPE que je ne peux pas tous citer mais que j'embrasse de tout cœur !

Je remercie également ma famille, notamment mes parents pour m'avoir toujours encouragée et permis d'arriver jusqu'ici.

Et pour finir que dire à Fred ? Un immense merci pour être à mes côtés depuis si longtemps déjà, pour m'avoir si bien soutenue et encouragée pendant ces trois années, pour avoir même accepté de lire mes articles en anglais. . .merci pour tout !!

Diffusion des travaux

Les travaux présentés dans ce manuscrit ont fait l'objet de publications communications dans des congrès scientifiques.

Publications dans des revues internationales avec comité de lecture

1. "Development and validation of a dynamic material flow analysis model for French copper cycle"

M. Bonnin, C. Azzaro-Pantel, L. Pibouleau, S. Domenech, J. Villeneuve

Chemical Engineering Research and Design, sous presse. DOI 10.1016/j.cherd.2013.03.016

Publications dans des proceedings de congrès avec comité de lecture (acceptation sur texte complet)

1. "Comparative analysis of environmental assessment methods: application to lead battery cases"

M. Bonnin, C. Azzaro-Pantel, S. Domenech, L. Pibouleau and J. Villeneuve

Récents Progrès en Génie des Procédés, 2011, Numéro 101, 517-1 - 517-6

2. "Development of a Dynamic Material Flow Analysis Model for French Copper Cycle"

M. Bonnin, C. Azzaro-Pantel, L. Pibouleau, S. Domenech and J. Villeneuve

22nd European Symposium on Computer Aided Process Engineering, Elsevier, 2012, Computer-Aided Chemical Engineering 30, 122-126

3. "Development of a Sustainable Copper Scrap Management Model"

M. Bonnin, C. Azzaro-Pantel, L. Montastruc, L. Pibouleau, S. Domenech, J. Villeneuve

23rd European Symposium on Computer Aided Process Engineering, Elsevier, 2013, Computer-Aided Chemical Engineering 32, 613-618

Communications orales

1. "Méthodologie pour une gestion durable des ressources : application au cas d'une substance chimique"

M. Bonnin, C. Azzaro-Pantel, S. Domenech, J. Villeneuve

Colloque de la Fédération Gay-Lussac (22-24 novembre 2011 à l'École Européenne de Chimie Polymères et Matériaux à Strasbourg)

2. "Development of a Sustainable Copper Scrap Management Model"

M. Bonnin, C. Azzaro-Pantel, L. Montastruc, L. Pibouleau, S. Domenech, J. Villeneuve, , 23rd European Symposium on Computer Aided Process Engineering (présentation réalisée le 12 juin 2013 à l'Université Technologique de Lappeenranta, Finlande)

Table des matières

Liste des acronymes	1
Introduction générale	7
1 Positionnement du problème	13
1.1 Contexte de l'étude	15
1.2 La problématique de la gestion des métaux	18
1.3 Le cas du cuivre	20
1.4 Stratégie utilisée et plan de l'étude	22
2 État de l'art des méthodes d'évaluation des impacts	25
2.1 Introduction	27
2.2 État de l'art des outils d'analyse des impacts	28
2.2.1 Les approches qualitatives	29
2.2.2 Les approches quantitatives "environnementales"	31
2.2.3 Les approches quantitatives "économiques"	41
2.3 Bilan et comparaison des méthodes	51
2.3.1 Les méthodes qualitatives	51
2.3.2 Les méthodes quantitatives	52
2.4 Proposition d'une méthodologie intégrée d'évaluation globale des impacts	52
2.5 Application de la méthodologie au choix entre deux types de batterie pour alimenter les véhicules électriques	56
2.5.1 Analyse des flux de substance	57

2.5.2	Analyse du cycle de vie	59
2.5.3	Analyse économique	61
2.5.4	Optimisation biobjectif	63
2.5.5	Conclusion sur l'exemple simplifié	64
2.6	Conclusion	65
3	Modélisation des flux de cuivre en France	67
3.1	Introduction	69
3.2	Les tables entrées-sorties physiques	69
3.2.1	Construction des tables entrées-sorties physiques	69
3.2.2	Construction de la table du cuivre	72
3.3	Analyse des flux de substance	75
3.3.1	Frontières du système	76
3.3.2	Estimation des flux et stocks	79
3.4	Collecte et réconciliation des données	79
3.4.1	Collecte des données	80
3.4.2	Réconciliation de données	92
3.4.3	Calculs	93
3.5	Résultats de l'analyse des flux de substance	94
3.6	Comparaison des résultats des méthodes SFA et PIOT	99
3.7	Conclusion	100
4	Modélisation du recyclage des débris de cuivre	103
4.1	Introduction	106
4.2	Le recyclage des déchets de cuivre	107
4.2.1	Types de matériaux récupérés	107
4.2.2	Opérations de prétraitement	108
4.2.3	Classification des débris	108
4.3	État de l'art des procédés de fabrication de cuivre raffiné	109
4.3.1	Stratégies de recyclage	109
4.3.2	Voie pyrométallurgique	109
4.3.3	Voie hydrométallurgique	118
4.4	Construction des flowsheets de recyclage du cuivre	120
4.4.1	Choix et caractérisation des procédés de recyclage retenus	120
4.4.2	Méthodologie de construction des flowsheets	123

4.4.3	Exemple de construction de flowsheet	125
4.4.4	Conclusion sur la construction des flowsheets	128
4.5	Modélisation des procédés de recyclage	128
4.5.1	Analyse des outils disponibles pour modéliser les procédés	129
4.5.2	Stratégies de modélisation	131
4.6	Conclusion	135
5	Formulation du problème d'optimisation	137
5.1	Introduction	140
5.2	Construction du modèle	141
5.2.1	Formulation du problème	141
5.2.2	Évaluation des impacts	147
5.2.3	Bilan sur la construction du modèle	152
5.3	Choix de la stratégie d'optimisation	152
5.3.1	Formulation d'un problème d'optimisation multiobjectif .	152
5.3.2	État de l'art des méthodes d'optimisation	154
5.3.3	Les méthodes d'aide à la décision	163
5.3.4	Choix de la méthode d'optimisation	163
5.4	Application à la gestion des cartes de circuits imprimés	164
5.4.1	Collecte des données	164
5.4.2	Construction des flowsheets	165
5.4.3	Optimisation multiobjectif	166
5.4.4	Résultats	168
5.4.5	Conclusion de l'optimisation multiobjectif appliquée à un exemple simple	170
5.5	Conclusion	170
6	Optimisation de la gestion du cuivre en France	171
6.1	Introduction	173
6.2	Mise en œuvre de la démarche d'optimisation par algorithme génétique	174
6.2.1	Paramètres du modèle	174
6.2.2	Écriture des fonctions de calculs des impacts	178
6.2.3	Optimisation monobjectif	180
6.2.4	Optimisation biobjectif	191

6.2.5	Choix de la meilleure solution de compromis	191
6.2.6	Conclusion de l'optimisation par algorithme génétique . .	194
6.3	Vers une linéarisation du modèle	195
6.3.1	Choix de l'algorithme et du logiciel	195
6.3.2	Formulation du problème	196
6.3.3	Conclusion de la formulation linéaire	199
6.3.4	Optimisation	199
6.3.5	Conclusions et perspectives de la formulation linéaire . .	212
6.4	Conclusion	212
7	Conclusions et perspectives	215
7.1	Conclusions	217
7.2	Perspectives	220
	Annexes	223
A	Classification des catégories retenues dans le projet Forwast . .	225
B	Technologies utilisées pour la production de cuivre par pyromé- tallurgie	229
B.1	Fours de fusion pour matte	229
B.2	Convertissage de la matte	232
B.3	Fusion pour la production directe de cuivre	235
B.4	Procédé Mitsubishi de fusion/conversion en continu . . .	236
B.5	Raffinage thermique et coulée des anodes	237
C	Caractéristiques des procédés retenus pour le recyclage du cuivre	239
D	Les différents flowsheets	249
E	Données utilisées pour les calculs des impacts	251
E.1	Données utilisées pour calculer les impacts économiques .	251
E.2	Données utilisées pour calculer les impacts sur l'environ- nement	252
E.3	Données utilisées pour calculer la consommation énergé- tique	253
	Bibliographie	255
	Table des figures	271

Liste des tableaux**275**

Liste des acronymes

Sigles d'organisations

ADEME :	Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
ANR :	Agence Nationale de la Recherche
BIR :	Bureau International du Recyclage
CITEPA :	Centre Interprofessionnel Technique d'Études de la Pollution Atmosphérique
E-PRTR :	Registre européen des rejets et transferts de polluants (European Pollutant Release and Transfer Register)
ECI :	Institut européen du cuivre (European Copper Institute)
GIEC :	Groupe Intergouvernemental pour l'Environnement et le Climat
ICSG :	Groupe international d'étude du cuivre (International Copper Study Group)
INSEE :	Institut National de la Statistique et des Études Économiques
NACE :	Nomenclature statistique des Activités économiques dans la Communauté Européenne
OCDE :	Organisation de Coopération et de Développement Économique
SCF :	Société Chimique de France
UNEP :	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
UNFCCC :	Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (United Nations Framework Convention on Climate Change)

Catégories de déchets et débris

C&D :	Déchets de construction et de démolition (Construction and Demolition Waste)
EEE :	Équipements électriques et électroniques (Electrical and Electronic Equipment)

ELV :	Véhicules en fin de vie (End of Life Vehicles)
I&HW :	Déchets industriels et dangereux (Industrial and Hazardous Waste)
LGS :	Débris à faible teneur (Low Grade Scrap : 10-88 % <i>Cu</i>)
MSW :	Ordures ménagères (Municipal Solid Waste)
N°1 :	Déchets purs (>99,99 % <i>Cu</i>)
N°2 :	Déchets à haute teneur (88-99,9 % <i>Cu</i>)
RMSW :	Ordures ménagères résiduelles (Residual Municipal Solid Waste)
SS :	Boues d'épuration (Sewage Sludge)
WEEE :	Déchets des équipements électriques et électroniques (Waste from Electrical and Electronic Equipment)

Acronymes liés à l'analyse des impacts

AA :	Analyse de l'Activité (Activity Analysis)
AACV (LCAA) :	Analyse de l'Activité de Cycle de Vie (Life Cycle Activity Analysis)
ACV (LCA) :	Analyse du Cycle de Vie (Life Cycle Assessment)
CBA :	Analyse Coût Bénéfice (Cost-Benefit Analysis)
EIA :	Évaluation des Impacts Environnementaux (Environmental Impact Assessment)
ESQCV :	Évaluation Simplifiée et Qualitative du Cycle de Vie
FBCF :	Formation Brute de Capital Fixe
F&TM :	Fate and Transport Modelling
GES :	Gaz à effet de serre
GIS :	Système d'Information Géographique (Geographic Information System)
LCA :	Analyse du cycle de vie (Life Cycle Assessment)
MFA :	Analyse des Flux de Matières (Material Flow Analysis)
MIPS :	Intensité des Matériaux Par unité de Service (Material Intensity Per Service Unit)

MOS :	Marge de sécurité (Margin Of Safety)
MPCA :	Analyse de la chaîne matériaux-produit (Materials-Product Chain Analysis)
NAMEA :	Tableaux entrées-sorties de l'économie nationale étendus aux extensions environnementales (National Accounting Matrix including Environmental Accounts)
NOAEL :	Dose sans effet toxique observable (No-Observed Adverse Effect Level)
PEA :	Analyse d'équilibre partiel (Partial Equilibrium Analysis)
PEC :	Concentration prévue dans l'environnement (Predicted Environmental Concentration)
PIOT :	Tableau entrées-sorties physique (Physical Input-Output Table)
PNEC :	Concentration prévue sans effets (Predicted No-Effect Concentration)
RA :	Analyse de Risque (Risk Analysis)
SFA :	Analyse des Flux de Substance (Substance Flow Analysis)
TES (IOT) :	Tableaux Entrées-Sorties (Input-Output Tables)
WTA :	Prêt à faire (Willing To Act)
WTP :	Prêt à payer (Willing To Pay)

Acronymes liés aux méthodes d'optimisation

ABC :	Colonies d'abeilles artificielles (Artificial Bee Colony)
AC :	Colonies de fourmis (Ant Colony)
AIS :	Système immunitaire artificiel (Artificial Immune Systems)
DE :	Évolution différentielle (Differential Evolution)
GA :	Algorithme génétique (Genetic Algorithm)
GAMS :	Système général de modélisation algébrique (General Algebraic Modelling System)
LP :	Programmation linéaire (Linear Programming)

MILP :	Programmation linéaire mixte (Mixed-Integer Linear Programming)
MINLP :	Programmation non-linéaire mixte (Mixed-Integer Non Linear Programming)
MOGA :	Multi-Objective Genetic Algorithm
NLP :	Programmation non-linéaire (Nonlinear Programming)
NN :	Réseau de neurones artificiels (Artificial Neural Networks)
NPGA :	Niched Pareto Genetic Algorithm
NSGA :	Non-dominated Sorting Genetic Algorithm
PS :	Essaim de particule (Particle Swarm)
SA :	Recuit simulé (Simulated Annealing)
SPEA :	Strength Pareto Evolutionnary Genetic Algorithm
STUN :	Tunneling stochastique (Stochastic TUNneling)
VEGA :	Vector Evaluated Genetic Algorithm

Procédés de recyclage

A :	Four à anode
CRSH :	Convertisseur Rotatif à Soufflage par le Haut
DTB :	Fonderie éclair “Direct-to-blister” (flash smelter)
ELEC :	Four électrique (Electric furnace)
ER :	Raffinerie électrolytique (Electrolytic Refinery)
LSXEW :	Extraction par solvant et électrolyse (Leach-Solvent eXtraction-ElectroWin)
NOR :	Four Noranda
OUT :	Fonderie éclair Outukumpu (flash smelter)
PS :	Convertisseur Peirce-Smith
SKS :	Four à bain ShuiKouShan (bath furnace)
TEN :	Four Teniente

Autres sigles

DM :	Matière sèche (Dry Material)
ESPEER :	Entrées-Sorties Physiques incluant des Extensions Environnementales pour une gestion globale des Ressources (projet ANR, ECOTECH 2010)
Forwast :	Projet de recherche spécifique ciblé du 6 ^{ème} programme-cadre de l'Union européenne
M-TOPSIS :	Modified - Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution
PIB :	Produit Intérieur Brut
PRODCOM :	Produits de la Communauté européenne
PWB :	Carte de circuit imprimé (Printed Wire Board)
STAF :	Stocks et flux (STocks And Flows)
STAN :	Nom du logiciel utilisé pour réaliser les SFA, acronyme pour analyse des flux de substance (subSTance flow ANalysis)
TOPSIS :	Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution

Introduction générale

Plus de vingt ans après la parution du rapport [Brundtland \(1987\)](#) et la première définition du développement durable, la problématique de l'évaluation de la durabilité des systèmes est toujours d'actualité, de même que la recherche de solutions pour atteindre un état durable. La vision paradigmatique d'un système industriel durable est caractérisée par des échanges physiques minimaux avec l'environnement et des boucles de recyclage internes de matières, conduits par des flux d'énergies renouvelables. Cependant, le métabolisme industriel actuel consomme de nombreuses ressources et pollue l'environnement avec d'importantes quantités de déchets et d'émissions.

Ce constat s'avère particulièrement vrai dans l'industrie métallurgique, en particulier dans le cas du cuivre. Le cuivre est le troisième métal le plus utilisé au monde, après le fer et l'aluminium ([Muchova et al., 2011](#)), et ses domaines d'utilisations sont très variés (électricité, équipements électroniques, constructions, chimie, etc.). C'est un métal noble et cher dont le prix de marché peut-être très fluctuant. Selon [Ayres et al. \(2002\)](#), le pic de production du cuivre devrait être atteint avant la fin des années 2020, alors que la demande devrait continuer à augmenter durant de nombreuses décennies. Ainsi, d'après [Jamet et al. \(2009\)](#), les réserves mondiales de cuivre seraient épuisées d'ici à 2030, et selon [Graedel et al. \(2004\)](#), le manque de cuivre arriverait d'ici la fin des années 2050. Cependant, le cuivre, lorsqu'il est pur, est un matériau recyclable à l'infini (sans perte de propriétés physiques ni thermiques) à un prix très inférieur à celui de la production de cuivre primaire. Dans ce contexte, des avancées ont été faites récemment, avec notamment la publication en juillet 2013 par la commission européenne d'un nouveau règlement (No715/2013) qui établit un seuil au delà duquel les débris de cuivre ne doivent plus être considérés comme des déchets ([Commission Européenne, 2013](#)).

Pour des pays comme la France n'ayant pas de mine de cuivre en activité, des difficultés d'approvisionnement en cuivre primaire pourraient donc apparaître très rapidement, et la mise en place de filières efficaces de recyclage de déchets de cuivre doit être étudiée. Le besoin est urgent de localiser les réserves de cuivre dans la technosphère, ses utilisations, ses stocks et ses pertes tout au long de son cycle de vie, pour aider les décideurs à choisir des modèles de gestion durables permettant de faire face à cette situation.

Ces travaux de thèse se sont déroulés au sein du Laboratoire de Génie Chimique (UMR CNRS/INP/UPS 5503), dans le cadre du projet ANR [ESPEER \(2012\)](#) (Entrées-sorties physiques incluant des extensions environnementales pour une gestion globale des ressources, ECOTECH 2010), qui “vise à établir un modèle et un outil capables de mettre en relation le système économique avec la consommation de ressources, la fabrication des produits, la génération de déchets et de pollutions, et de favoriser ainsi l’émergence d’un mode de raisonnement plus global, intégrant des stratégies de gestion des ressources naturelles dans le développement des activités industrielles et de service. Il entend ainsi fournir aux décideurs politiques, aux industriels et aux bureaux d’études un moyen d’évaluation environnementale intégré au contexte économique et aux contraintes ou opportunités technologiques, prenant en compte les tensions sur la disponibilité des ressources naturelles, dans un cadre multi-régional dont le cœur se situe en France ou en Europe”. Ce projet a débuté en février 2011.

Ce projet collaboratif réunit :

- Le Bureau de Recherche Géologique et Minière (BRGM), qui en assure la coordination. Il traite spécifiquement des aspects ressources et déchets du projet.
- Le Laboratoire de Génie Chimique (LGC), qui est impliqué sur les aspects liés à la modélisation des flux et sur la détermination de stratégies d’optimisation multicritère.
- Cycleco, un bureau d’études spécialisé en Analyse du Cycle de Vie et en Eco-Conception, chargé de la réalisation finale de l’outil qui doit être créé dans le cadre de ce projet.
- L’Institut D’Économie Publique (IDEP) qui s’intéresse à traduire les données économiques pour les relier à la consommation des ressources.
- L’entreprise Renault SA qui participe à la réflexion sur la problématique de l’approvisionnement en ressources.

La finalité de cette étude est de proposer une méthodologie de modélisation et d’optimisation économique et environnementale de la gestion des ressources, qui représente un des grands défis de la société contemporaine, à partir du cas d’application de la gestion du cuivre en France. Le manuscrit est composé de six chapitres s’articulant comme suit :

-
- Le chapitre 1 présente le contexte dans lequel s’est déroulée cette étude et explique le choix d’application au cas du cuivre. Il démontre que l’optimisation de la gestion des ressources passe par une connaissance précise des flux et par l’évaluation de leurs impacts, ainsi que par la nécessité de la mise en place d’optimisations mono et multiobjectifs pour trouver une solution limitant les différents impacts.
 - La chapitre 2 présente une analyse bibliographique des différentes méthodes d’évaluation des impacts environnementaux. Cette étude a permis la sélection de deux outils permettant la réalisation d’une analyse aussi exhaustive que possible des flux de ressources à grande échelle : l’analyse des flux de substance et les tables entrées-sorties. De plus, la méthode d’analyse du cycle de vie a été retenue pour l’évaluation des impacts environnementaux. Enfin, un exemple d’application combinée de l’analyse des flux de substance et de l’analyse du cycle de vie a été traité afin de démontrer l’intérêt de cette combinaison.
 - Le chapitre 3 présente la modélisation du cycle du cuivre en France, réalisé à l’aide des méthodes d’analyse des flux de substance et tables entrées-sorties. Cette modélisation a notamment mis en évidence la nécessité de travailler de façon plus approfondie sur la problématique du traitement des déchets.
 - Le chapitre 4 propose une méthode de construction de flowsheets de recyclages en fonction de la composition du débris à traiter à partir d’une sélection de procédés représentatifs de recyclage du cuivre, réalisée à partir d’un état de l’art en la matière. Enfin la mise en place d’une méthode de modélisation des procédés permettant d’améliorer les résultats est proposée.
 - Le chapitre 5 est dédié à la formulation du problème d’optimisation : une superstructure englobant les principales stratégies de gestion de la ressource est construite, comprenant notamment les variables de décisions sur lesquelles il est possible d’agir pour optimiser les critères. L’analyse de cette superstructure couplée à une analyse bibliographique des méthodes d’optimisation, présentée dans ce même chapitre, a permis de choisir un algorithme génétique comme outil d’optimisation. Un exemple d’application de la méthode sur l’exemple simplifié de la gestion des cartes de circuit imprimé est présenté et valide son intérêt.

- L’optimisation du cycle du cuivre en France est enfin réalisée dans le chapitre 6 par la mise en œuvre de la méthode proposée. Des optimisations mono et multiobjectifs sont conduites, qui démontrent l’intérêt pressenti du recyclage. Une alternative de résolution par programmation linéaire est également explorée.
- L’analyse de l’ensemble des travaux présentés dans ce mémoire est conduite dans le chapitre 7, et des perspectives pour la poursuite de ce travail sont également formulées.

Positionnement du problème

Table des matières

1.1	Contexte de l'étude	15
1.2	La problématique de la gestion des métaux	18
1.3	Le cas du cuivre	20
1.4	Stratégie utilisée et plan de l'étude	22

1.1 Contexte de l'étude

La problématique de la gestion des ressources naturelles est aujourd'hui un enjeu majeur, tant d'un point de vue économique qu'environnemental. En effet la quantité disponible de chaque ressource est finie, et leur utilisation non-planifiée risque de conduire la société à une pénurie en ressources indispensables à notre mode de vie.

La prise de conscience de ce risque a poussé les décideurs politiques à réagir. À la fin des années 1980, le concept de développement durable est introduit dans le rapport [Brundtland \(1987\)](#) par la Commission mondiale sur l'environnement et le développement de l'Organisation des Nations unies. Dans ce rapport, le concept de développement durable est défini comme suit : “Le développement durable est un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs. Deux concepts sont inhérents à cette notion : le concept de “besoins”, et plus particulièrement des besoins essentiels des plus démunis, à qui il convient d'accorder la plus grande priorité, et l'idée des limitations que l'état de nos techniques et de notre organisation sociale impose sur la capacité de l'environnement à répondre aux besoins actuels et à venir”.

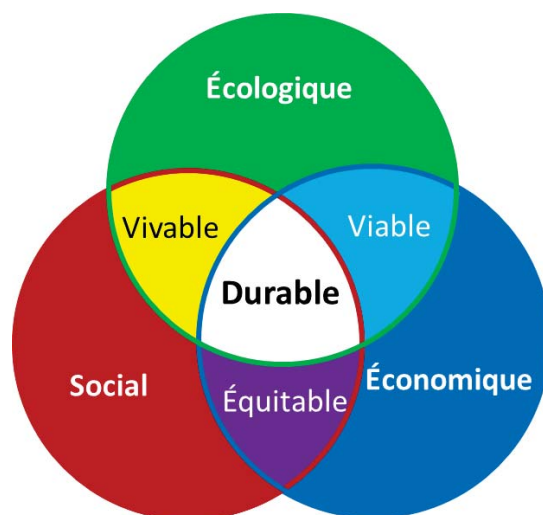


FIGURE 1.1 : *Les trois piliers du développement durable.*

Ce concept conduit donc à considérer à la fois les problématiques environnementales, économiques et sociales : on parle aujourd'hui couramment des trois piliers du développement durable (figure 1.1).

Cependant, dans le contexte économique actuel très concurrentiel, les piliers environnementaux et sociaux sont bien souvent délaissés au profit du pilier économique. Néanmoins, au delà des intérêts économiques, les industriels ont besoin de connaître les risques de pénurie de ressources et de savoir comment les éviter. La recherche de solutions optimales pour mieux gérer les ressources intéresse donc aujourd'hui non-seulement les personnes soucieuses de protéger l'environnement, mais également les décideurs politiques et industriels qui ont pris conscience qu'ils doivent être acteurs de la gestion des ressources pour ne pas subir une pénurie dans les années à venir.

De plus, outre leur raréfaction, la consommation et l'utilisation des ressources ont de nombreux impacts économiques, sociaux et environnementaux. Ainsi, de façon très schématique (figure 1.2), on peut découper le cycle de vie d'une ressource en quatre étapes majeures : l'extraction, la transformation en produit fini, l'utilisation et enfin la fin de vie qui peut être soit l'élimination, soit le recyclage (y compris la réutilisation). A chacune de ces étapes, une certaine quantité de matières et/ou d'énergies doivent être apportées, qui doivent elles-même être produites, ce qui se traduit par un coût. À chacune de ces étapes, une partie de la ressource est émise dans l'environnement, sous une forme qui peut ne plus être récupérable. Elle peut aussi générer d'autres émissions vers l'environnement, qui peuvent être sources de pollution et donc d'impacts environnementaux. Une meilleure connaissance de tous ces flux permet d'agir efficacement pour améliorer ce cycle et réduire les différents impacts.

Dans cette perspective, de nombreuses études ont été conduites sur les stratégies d'évaluation des flux de ressources et d'optimisation de leur gestion. C'est notamment le cas dans le domaine de la gestion de l'eau, ressource cruciale pour la société : de nombreux travaux ont été réalisés pour déterminer comment optimiser un réseau d'eau industrielle, visant pour la plupart soit à minimiser le débit d'eau (et donc la consommation de la ressource), soit à minimiser le coût total, mais aussi parfois à optimiser la topologie du réseau ou encore la concentration de polluant (et donc les impacts environnementaux) en sortie (Boix, 2011). Ces études passent par la modélisation des flux d'eau industrielle à l'échelle d'une ville par exemple, puis par l'évaluation des critères étudiés, et enfin par l'utilisation d'une méthode d'optimisation pour les optimiser.

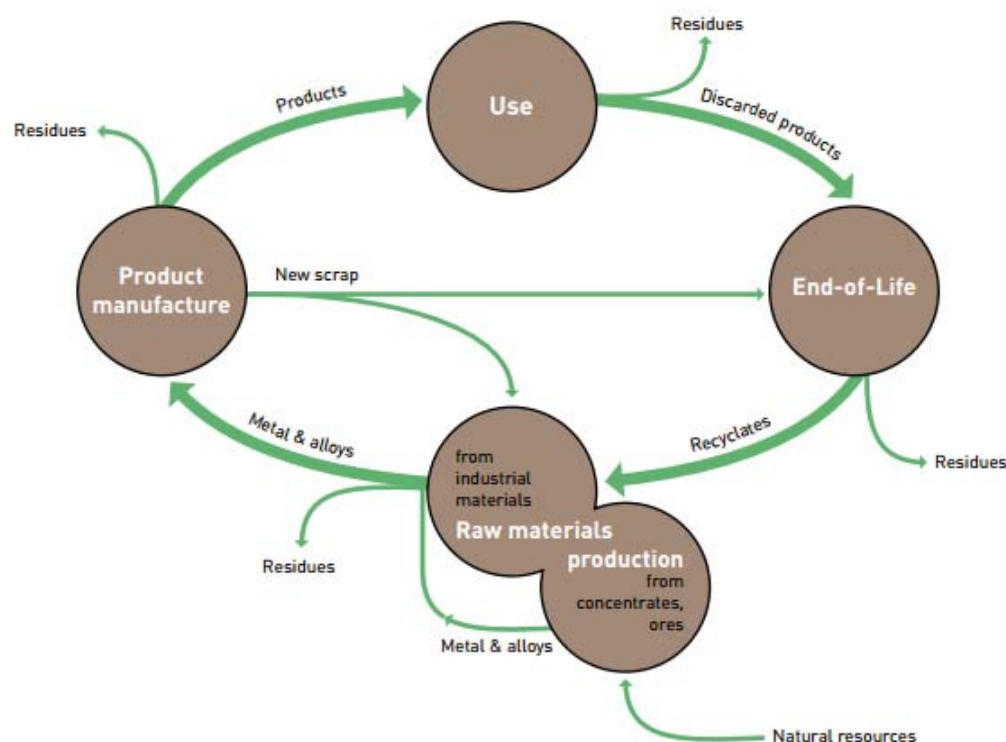


FIGURE 1.2 : Représentation schématique du cycle de vie d'une ressource naturelle (Graedel et al., 2011).

Cependant, en fonction du type de ressource étudiée, les problématiques ne sont pas les mêmes, et les méthodes proposées dans le cas du traitement de l'eau, qui est un problème spécifique, ne sont pas généralisables en l'état à toutes les ressources. Dans cette étude, l'objectif est de proposer une méthode d'optimisation qui soit adaptable pour une large catégorie de ressources naturelles représentant un enjeu. Le cas de la gestion des métaux, dont l'industrie est grande consommatrice et dont l'OCDE a estimé que les réserves mondiales seront épuisées avant 2030 pour la plupart d'entre eux (cuivre, plomb, ...), sert de support à ce travail. Seuls le fer et l'aluminium, dont les réserves sont les plus importantes, seraient disponibles jusqu'à 2065-2080 (Jamet et al., 2009).

1.2 La problématique de la gestion des métaux

La question de la gestion des métaux est centrale de par leur utilisation dans de très nombreux domaines, due notamment à leurs bonnes conductivités électrique et thermique, ou pour leurs propriétés mécaniques. L'évaluation du cycle et de la gestion des métaux représente donc un enjeu important, qui a conduit à de nombreuses études visant à “cartographier” les flux de métaux à travers différents pays.

Parmi elles, on peut notamment citer les travaux précurseurs de [Zeltner et al. \(1999\)](#) qui ont proposé une stratégie de gestion durable des métaux, basée sur le cas du cuivre aux États-Unis. Ces auteurs ont montré qu'une importante quantité de cuivre se trouve stockée dans la technosphère, c'est-à-dire dans tous les produits et biens construits par l'homme, et qu'une gestion durable de la ressource devra nécessairement passer par la prise en compte de ce stock qui doit être traité comme une source future de matière et non comme de futurs déchets. Une autre étude particulièrement complète des flux de ressources est présentée dans la série d'articles de l'équipe de [Graedel \(2002\)](#) : cette équipe de l'université de Yale a initialisé un projet appelé STAF (STocks And Flows), qui visait à caractériser le cycle du cuivre en Europe, avec notamment un article complet consacré au sous-système de gestion des déchets et des flux recyclés. Cette démarche de caractérisation des flux a ensuite été reprise pour l'élaboration de nombreuses études d'évaluation des flux de métaux à différentes échelles à travers le monde, et notamment nationales.

Ces différents travaux mettent en évidence la question centrale du traitement des déchets : la plupart des métaux se recyclent très bien lorsqu'ils sont purs, et l'intérêt de les recycler paraît évident. Cependant, ils sont tous centrés sur l'unique problème de la caractérisation du cycle de la ressource et de l'évaluation des pertes. Il en ressort que le recyclage permet bien évidemment de diminuer les pertes et donc la consommation de ressources primaires. Néanmoins, à notre connaissance, ces études n'évaluent pas de façon quantitative les coûts et impacts liés au cycle actuel ni à un cycle pour lequel le recyclage des déchets serait plus important.

Par ailleurs, un certain nombre de travaux consacrés spécifiquement à la problématique du recyclage ont été menés, visant à comparer, évaluer et améliorer les technologies existantes. En effet, le recyclage des métaux n'est pas une

nouveauté : les déchets produits au cours des procédés de fabrication des produits (appelés nouveaux déchets) ont depuis toujours été recyclés. Cependant le recyclage des “vieux déchets” (nom donné aux déchets issus de produits en fin de vie) est plus complexe que celui des nouveaux déchets, car les impuretés ne sont pas les mêmes et les mécanismes réactionnels mis en œuvre dans les procédés de recyclage peuvent donc être différents. Ainsi, si certains métaux comme le cuivre ou le plomb peuvent être recyclés en étant mélangés au cuivre primaire (issu de l’extraction minière), d’autres comme l’aluminium sont systématiquement recyclés dans des circuits spécifiques (Bever, 1976). De nombreuses études ont ainsi été menées déchet par déchet pour étudier les meilleures solutions de recyclage possible. Par exemple Ruhrberg (2006) a évalué l’efficacité du recyclage des produits en fin de vie en Europe, Bigum et al. (2011) ont réalisé une analyse du cycle de vie du recyclage des déchets électroniques à haute teneur en cuivre tandis que Zhang and Forssberg (1998) proposent une méthode pour optimiser la récupération des métaux contenus dans tous les déchets électroniques. De leur côté, Skutan and Brunner (2012) ont étudié le recyclage des métaux contenus dans les ordures ménagères. D’autres études, plus globales dans le sens où elles ne s’attachent pas qu’à une catégorie de déchets, ont été conduites : Giurco et al. (2001) ont comparé deux procédés de recyclage du cuivre par une approche de type analyse du cycle de vie.

Enfin, une synthèse très complète est actuellement réalisée par le groupe de travail sur les flux des métaux de l’UNEP (Programme des Nations Unies pour l’Environnement) : quatre premiers rapports ont déjà été publiés sur six prévus. L’objectif est de mettre en évidence les métaux critiques (d’un point de vue de l’approvisionnement, de l’environnement, etc.) et de proposer des options pour une meilleure gestion de ces métaux. Ainsi un premier rapport traite de la caractérisation des stocks dans la société (Graedel et al., 2010) : les différentes études sur le sujet sont analysées et comparées afin de répertorier les informations disponibles et de savoir à quel point la distribution spatiale des stocks de métaux dans la société peut être déterminée. Le deuxième rapport traite de la problématique de l’évaluation des taux de recyclage (Graedel et al., 2011) : le taux de recyclage global des produits en fin de vie, le taux de déchets utilisé pour la production de nouveaux produits et le taux de vieux déchets dans le flux total de déchets sont estimés afin de déterminer si l’efficacité du recyclage pourrait être améliorée, et le cas échéant comment. Le troisième

rapport traite de l'évaluation des impacts environnementaux des métaux, de l'extraction minière au raffinage, et pour les éventuelles étapes de recyclage (van der Voet et al., 2013). Le quatrième rapport se concentre à nouveau sur le recyclage des métaux (Reuter et al., 2013), mais afin d'étudier les différents procédés existants. L'objectif des deux derniers rapports à venir est de comparer différents scénarios de besoins en métaux afin d'aboutir à l'objectif final : identifier les métaux critiques et proposer des politiques de gestion. Tous ces travaux permettent donc d'avoir une vision globale à l'échelle du monde de la situation des métaux. Cependant, la mise en place de politiques de gestion et la prise de décisions se font encore majoritairement à des échelles nationales, et la modélisation de l'évaluation des politiques n'y est pas abordée.

Le travail de recherche présenté ici s'intègre dans cette logique de vision globale en vue de contribuer à établir un modèle capable de mettre en relation le système économique avec la consommation de ressources, la fabrication des produits, la génération de déchets et de pollutions. Il vise ainsi à établir des stratégies de gestion des ressources naturelles dans le développement des activités industrielles à l'échelle d'un État.

Cette étude se situe donc au cœur des problématiques du génie des procédés et du génie industriel, par un travail de recherche systémique d'amélioration des procédés et flux industriels à une échelle macroscopique. Elle s'intègre de plus parfaitement dans la vision inter-sectorielle de l'industrie des procédés, en cherchant des solutions pour répondre au troisième enjeu de la stratégie des "5R" (figure 1.3) :

- Réduire
- Réutiliser
- Recycler (ou réparer)
- Remplacer
- Réinventer

1.3 Le cas du cuivre

Pour développer et valider cette méthode, nous avons choisi de l'appliquer à un métal représentatif : le cuivre.

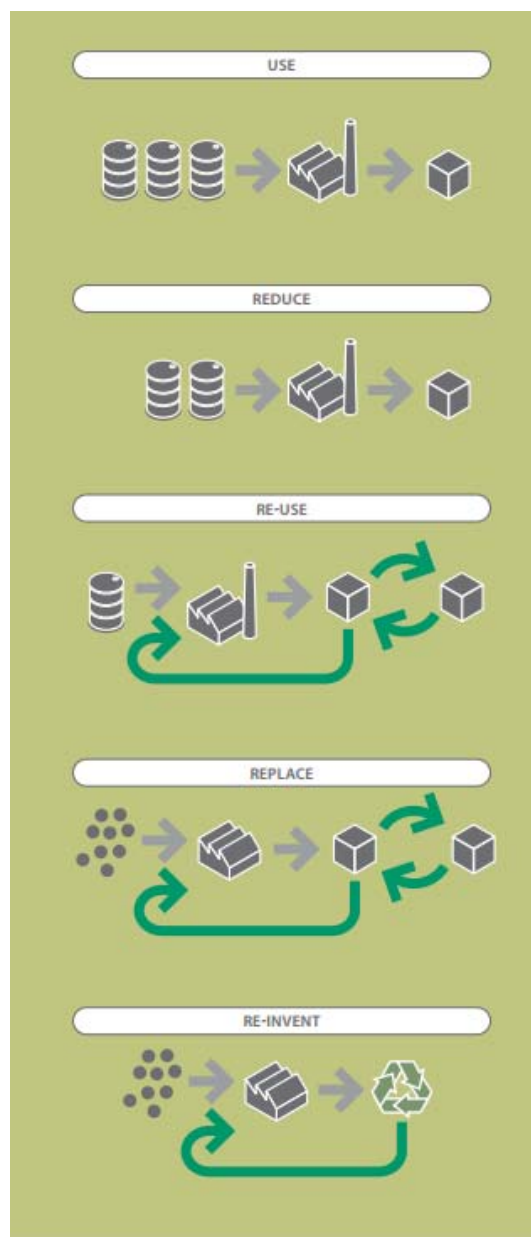


FIGURE 1.3 : Schéma de la stratégie pour le développement de procédés plus intelligents (*Tello and Weerdmeester, 2013*).

Ce choix est dû au fait que le cuivre est le troisième métal le plus utilisé au monde, après le fer et l'aluminium (*Muchova et al., 2011*), et ses domaines d'utilisations sont très variés (électricité, équipements électroniques, constructions, chimie, etc.). C'est de plus un métal noble et cher dont le prix de marché peut être très fluctuant, mais qui est très utilisé pour ses excellentes conducti-

vités thermiques et électriques (deuxième meilleur conducteur électrique après l'argent). Enfin, comme cela a été mentionné, il fait partie des métaux dont les réserves mondiales risquent d'être épuisées avant 2030, alors que pur, c'est un matériau recyclable à l'infini (sans perte de propriétés physiques ni thermiques) à un prix inférieur à celui de la production de cuivre primaire. Le cuivre est également utilisé dans de nombreux alliages, les principaux étant les laitons (alliage cuivre-zinc) et les bronzes (cuivre-étain), mais il existe également des alliages avec de l'aluminium (cuproaluminiums), du nickel (cupronickels), etc.

1.4 Stratégie utilisée et plan de l'étude

L'analyse précédente a montré tout l'intérêt de proposer une méthodologie d'optimisation de la gestion des ressources à partir de l'étude des flux de cuivre en France.

Il s'agit donc dans un premier temps d'analyser de façon aussi précise que possible le cycle de la ressource, c'est-à-dire d'identifier les flux et stocks, mais aussi les pertes, les importations, les exportations, etc.

À partir de l'analyse de la littérature dédiée, on peut cibler les principaux enjeux liés à l'utilisation des métaux sur quatre critères d'optimisation (ou fonctions-objectifs) :

- coût
- énergie
- impacts environnementaux
- pertes de ressource

Dans un premier temps, ces quatre critères seront étudiés indépendamment les uns des autres afin de mieux comprendre leur comportement vis-à-vis des variables du modèle et de mettre en évidence les stratégies à mettre en place dans le cas où la priorité serait donnée à l'un des critères. Pour cela, il est nécessaire de déterminer les leviers d'action ou les variables de décisions. L'étude du caractère contradictoire de ces critères permettra alors de mettre en jeu une véritable stratégie d'optimisation multiobjectif visant à trouver un compromis entre les fonctions-objectifs.

La stratégie proposée pour résoudre cette problématique est présentée sur la figure 1.4.

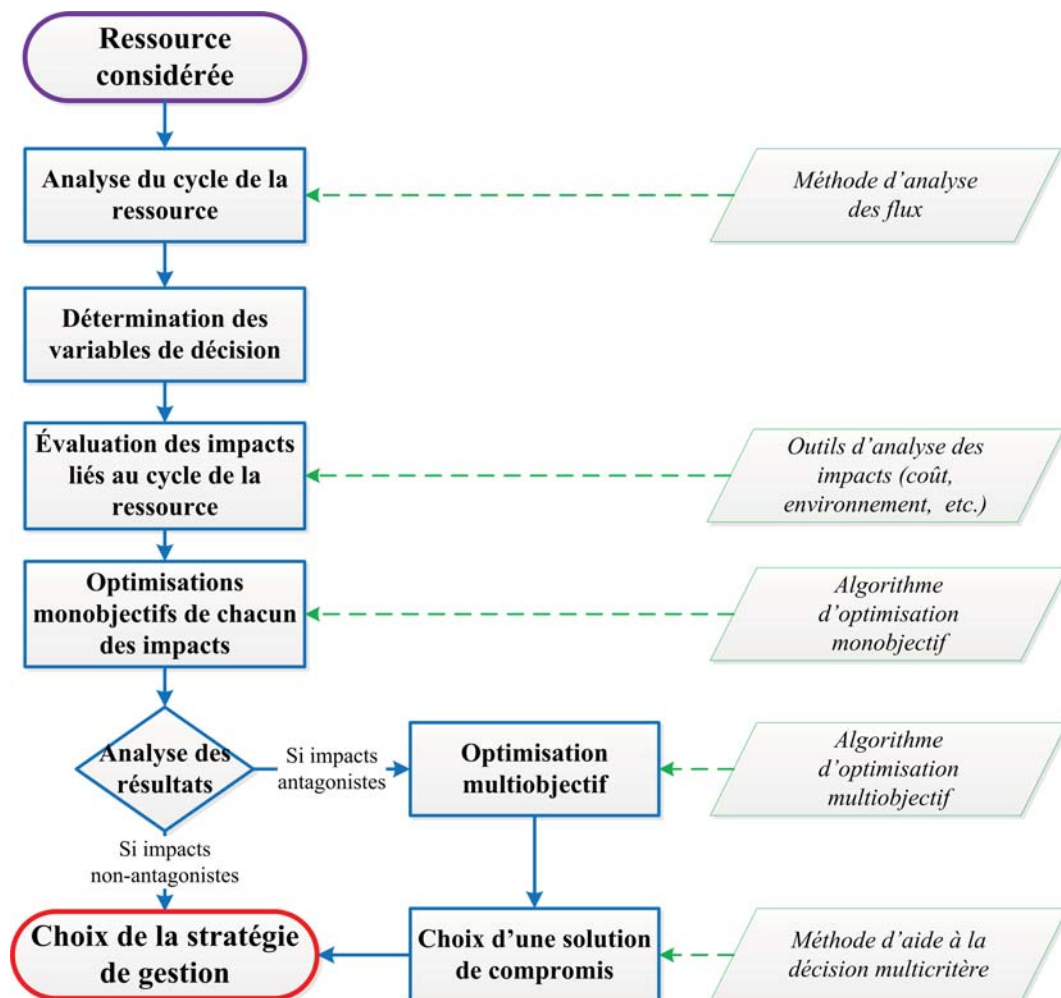


FIGURE 1.4 : Représentation schématique de la méthodologie d'optimisation proposée.

Il s'agit dans un premier temps de caractériser de façon précise les flux de ressources, afin de localiser les pertes et de calculer les impacts. Afin de choisir la méthode la plus adaptée, un état de l'art des outils d'analyse des flux et des impacts est présenté dans le chapitre 2.

Le troisième chapitre présente la modélisation des flux de cuivre en France, réalisée à l'aide des outils retenus suite à l'analyse bibliographique. La problématique de la collecte et de la réconciliation des données nécessaires à cette modélisation est traitée afin d'obtenir un résultat aussi fiable que possible.

Dans le quatrième chapitre, la question du traitement des déchets est abordée. Un état de l'art des procédés de recyclage est conduit de façon à proposer une méthode de construction de flowsheets adaptés au recyclage des différents types de débris.

Une fois les flux et les procédés de recyclages évalués et modélisés, une superstructure englobant les principales stratégies de gestion des déchets possibles a été proposée : elle comprend les variables de décisions sur lesquelles il est possible d'agir pour optimiser les critères. Le chapitre 5 présente cette superstructure et la procédure de détermination des critères en fonction des variables de décision. L'analyse de cette superstructure couplée à une analyse bibliographique des méthodes d'optimisation, présentée dans ce même chapitre, a conduit à choisir un algorithme d'optimisation multiobjectif stochastique, de type algorithme génétique.

Enfin, la superstructure a été codée puis couplée à un algorithme d'optimisation afin de proposer une stratégie de gestion du cuivre optimisée. La mise en œuvre de la méthode est présentée dans le chapitre 6. Une formulation plus simple mais représentative du système par linéarisation sous contrainte du modèle permet de résoudre plus facilement le problème.

Une conclusion générale met en lumière les principaux acquis au cours de cette étude et propose quelques perspectives concernant la poursuite de ce travail.

État de l'art des méthodes d'évaluation des impacts

2

Table des matières

2.1	Introduction	27
2.2	État de l'art des outils d'analyse des impacts	28
2.3	Bilan et comparaison des méthodes	51
2.4	Proposition d'une méthodologie intégrée d'évaluation globale des impacts	52
2.5	Application de la méthodologie au choix entre deux types de batterie pour alimenter les véhicules électriques	56
2.6	Conclusion	65

NOMENCLATURE

a :	part fixe du prix de la batterie
C :	coût total
$Cost$:	coût d'un jeu de batteries
D :	demande
E :	exportations
I :	importations
I_{total} :	impacts sur l'environnement
Mri :	déchets recyclés
Mvi :	matériaux
N :	nombre de jeux de batteries
$NiMH$:	batterie hybride métal-nickel
P :	prix initial des batteries
PbA :	batterie plomb-acide
q :	quantité totale de produit disponible
Qr :	produits réutilisés
Qv :	produit
U :	table des utilisations
V :	table des ressources
Wdi :	déchets jetés
Wmi :	déchets de matériaux
Wp :	produits utilisés
$Wpmi$:	produits jetés
x :	fraction de batteries PbA
y :	demande finale
λ :	réduction de prix due à l'effet d'échelle

2.1 Introduction

L'optimisation de la gestion d'une ressource passe par l'évaluation des impacts qui lui sont associés. Une partie de nos travaux consiste à déterminer les différents impacts environnementaux et économiques globaux liés à la gestion d'une ressource à l'échelle d'un pays, toutes sources confondues. Ce chapitre a pour objectif de présenter un état de l'art des modèles et outils d'évaluation des impacts afin d'en choisir un (ou plusieurs) pour répondre à la problématique de ce travail de doctorat.

Avec l'établissement de normes et de législations de plus en plus strictes et la naissance d'une prise de conscience environnementale, la réalisation d'études pour mesurer les impacts environnementaux d'un procédé ou d'un produit s'est généralisée. Dans ce cadre est né le concept d'écologie industrielle, qui veut calquer le métabolisme industriel sur les lois de la nature, qui font que les déchets des uns servent d'aliments aux autres. Ce concept requiert l'étude des flux de matière et d'énergie dans les activités industrielles et de consommation. Il comprend également l'étude des effets de ces flux sur l'environnement et l'influence des facteurs économiques, politiques et sociaux sur l'utilisation et la transformation des ressources naturelles. Cette analyse passe par des outils informatiques de simulation de procédés, par la prise en compte de la thermodynamique et des autres contraintes physiques, et par l'optimisation multiobjectif (optimisation économique et écologique) (Ayres and Ayres, 2002).

Plusieurs méthodes d'évaluation environnementale ont vu le jour, allant de simples listes des matières et produits à utiliser ou non, jusqu'à des études de mesures d'impacts très complètes et précises. Ce chapitre a pour objet de présenter les différentes méthodologies existantes, et de les comparer afin de pouvoir choisir la plus adaptée au besoin de l'utilisateur : conception complète d'un nouveau procédé, amélioration d'un procédé existant, mise en place de mesures simples et peu coûteuses pour diminuer ses impacts, etc.

Les méthodes existantes peuvent être regroupées dans deux familles d'approches : d'une part, les méthodes qualitatives visent à une prise de conscience environnementale pour éviter, dès que cela est possible sans trop influencer sur les produits, d'utiliser certains matériaux ou substances très toxiques ; d'autre part, les méthodes quantitatives, certes plus coûteuses et longues à mettre

en place, permettent la mise en évidence d'impacts qui ne sont pas toujours soupçonnés, et de réfléchir à des solutions.

Parmi les méthodologies que l'étude bibliographique a permis de recenser, nous verrons que, outre les méthodes d'analyse développées exclusivement pour mesurer les impacts environnementaux telles que les analyses de cycle de vie, plusieurs techniques basées sur des approches économiques ont été utilisées pour évaluer les impacts environnementaux. On peut citer par exemple le cas des NAMEA (tableaux entrées-sorties de l'économie nationale étendus aux extensions environnementales), ou de l'analyse coût-bénéfice (CBA). Ce chapitre vise donc à analyser les différents outils existants pour l'étude des impacts liés à un système (section 2.2) afin de les comparer (section 2.3) et de proposer une stratégie complète d'évaluation des impacts (section 2.4).

2.2 État de l'art des outils d'analyse des impacts

Cette première partie recense et analyse les principales techniques ayant été développées pour évaluer les impacts environnementaux et économiques d'un système. On peut classer ces méthodes en deux catégories :

- les méthodes qualitatives, qui visent à évaluer rapidement les effets positifs ou négatifs d'une action mais sans quantification de ces effets ;
- les approches quantitatives, qui peuvent elles-mêmes être divisées en deux sous-catégories :
 - les approches “environnementales” qui chiffrent les impacts sur l'environnement d'un système, en prenant en compte l'ensemble des “pressions” qu'il exerce ;
 - les approches quantitatives “économiques” qui chiffrent de manière économique les effets d'un changement visant à diminuer les impacts environnementaux.

Lorsqu'on cherche à évaluer l'impact environnemental d'un système, produit ou service, on commence systématiquement à inventorier toutes les émissions et autres pressions (occupation du sol, odeurs, bruit, dangers et nuisances divers) qui en émanent. La plupart des pressions peuvent être traduites en “impacts” sur certaines “catégories d'impacts” nommées “à mi-parcours” comme la toxicité humaine, les radiations ionisantes, la réduction de la couche d'ozone, l'écotoxicité, l'acidification, l'eutrophisation l'occupation de l'espace naturel,

le réchauffement climatique, la consommation d'énergie non-renouvelable, l'extraction minière, etc. Cette caractérisation de l'effet des pressions sur les catégories d'impacts résulte de travaux scientifiques qui étudient les phénomènes biophysiques dus aux émissions de substances. On notera cependant que certaines pressions (nuisances en particulier), n'ont pas été caractérisées du fait de l'importance du contexte local sur l'impact de ces nuisances, ainsi que du manque de certitudes sur leurs effets.

Dans un deuxième temps, l'évaluation des impacts va adresser des catégories d'impacts appelés "finaux" qui représentent les aires de l'environnement que l'on cherche à protéger : la santé humaine, la santé des écosystèmes et la productivité des ressources. Le passage des impacts à mi-parcours aux impacts finaux fait appel à des notions macro-économiques, à un niveau planétaire, continental ou national. Par exemple, les émissions de gaz à effet de serre (CO_2 , méthane, etc.) ont un impact assez bien connu et mesuré par les scientifiques sur la catégorie "réchauffement climatique". En revanche, l'effet du changement climatique sur la santé humaine est représenté au travers de scénarios incluant (par exemple) la capacité économique des populations à se protéger contre des épidémies de dengue ou de paludisme (Eco-indicator 99).

Les résultats fournis par ces caractérisations des impacts finaux (calcul des dommages causés sur les aires de protection) sont ainsi beaucoup plus discutables que les évaluations d'impacts à mi-parcours, et peuvent donc être discutés par les acteurs d'une évaluation environnementale. Ils ont cependant l'avantage de rendre l'évaluation plus proche de préoccupations ayant des effets économiques, potentiellement répartis dans le temps et dans l'espace.

2.2.1 Les approches qualitatives

Les approches qualitatives sont souvent mises en place pour répondre rapidement à un problème, et peuvent être un préalable à une étude quantitative.

2.2.1.1 Evaluation Simplifiée et Qualitative du Cycle de Vie (ESQCV)

Cette méthode a pour objectif d'identifier de façon simple des pistes d'amélioration écologique tout au long du cycle de vie d'un produit, sur la base d'un nombre restreint d'informations environnementales. Le document de l'AFNOR FD X 30-310 sur la "prise en compte de l'environnement dans la conception

des produits”, 1998, donne un cadre théorique à cette méthode (Grisel and Durathon, 2001).

Il s'agit d'une approche matricielle qui permet d'identifier les points à améliorer dans un cycle de vie ou sur un nombre limité de critères adaptés au résultat souhaité. Le tableau 2.1 illustre une matrice d'ESQCV. Cet outil est particulièrement bien adapté pour les petites et moyennes entreprises qui ont ainsi la possibilité d'engager une démarche environnementale dans une optique d'amélioration continue, à un coût raisonnable.

	Extraction des matières premières	Production	Distribution	Utilisation	Traitement du produit usagé
Pollution et déchets	<p style="text-align: center;">ESQCV</p> <p style="text-align: center;">Défavorable : Δ - Favorable : * - Très favorable : **</p> <p style="text-align: center;">Absence de données : ? - Sans objet : 0</p>				
Épuisement des res- sources naturelles					
Bruit, odeur, atteinte à l'esthétique					

TABLE 2.1 : Exemple de présentation d'un tableau pour une ESQCV.

2.2.1.2 Liste de contrôle (check list)

Une liste de contrôle permet d'évaluer un produit par la réponse à une liste de questions précises qui permettent de noter le produit. Par exemple, le tableau 2.2 présente un extrait de la check-list de Fost Plus (Belgique, 1997) qui comporte plusieurs pages (Barna, 2010) :

	Oui	Non	Remarques
L'emballage est-il vraiment nécessaire ?			
Peut-on réduire l'emballage en modifiant le concept de l'emballage			
Les matériaux d'emballage ou un de leurs composants contiennent-ils des substances toxiques ?			
L'impression peut-elle être réduite ?			
...			

TABLE 2.2 : Exemple de liste de contrôle.

2.2.1.3 Liste de matériaux

La liste de matériaux est un outil qui a pour objectif d'exclure ou de minimiser l'utilisation de matériaux dangereux ou nocifs dans la fabrication d'un produit.

2.2.2 Les approches quantitatives "environnementales"

Les approches quantitatives environnementales visent à quantifier précisément l'impact d'un système sur l'environnement (réchauffement climatique, toxicité, etc.), comme par exemple l'analyse du cycle de vie. Comme il a été expliqué en introduction, ces approches nécessitent une bonne connaissance des flux de matière et d'énergie échangés avec l'environnement. Les méthodes d'analyse des flux de matières et d'analyse des flux de substances décrites ci-dessous facilitent cette connaissance.

2.2.2.1 Analyse des Flux de Matières ou de Substances (MFA ou SFA)

2.2.2.1.1 *Analyse des Flux de Matières*

L'analyse des flux de matières (MFA : Material Flow Analysis) consiste en l'analyse des flux dans toutes les chaînes d'un procédé comprenant une extraction ou récolte, une transformation chimique, la fabrication d'un produit, la consommation de matières, du recyclage ou l'élimination de matériaux. Cette analyse des flux est basée sur des comptes en unité physique (tonne) qui quantifient les entrées et sorties des procédés. Les données comptées sont des substances chimiques (C , CO_2 , etc.) et des composés naturels ou techniques, ou des matériaux "en vrac" (charbon, bois, etc.). La comptabilité des substances utilisées et manipulées a un lien évident avec la comptabilité économique : ainsi la MFA couvre l'analyse des flux de masse dans un système économique ([Ayres and Ayres, 2002](#)).

Ces bilans de matière représentent une première étape pour une analyse environnementale complète. Ils peuvent mettre en évidence des flux de polluants qui étaient préalablement sous-estimés, ou des pertes de produits valorisables dans les déchets ([Chancerel et al., 2009](#)). Cette analyse peut se faire à n'importe quelle échelle (industrielle, nationale, mondiale) et permet notamment de connaître les stocks de matières, souvent ignorés ou sous-estimés ([Erkman](#)

and Adoue, 2007). En effet, une MFA permet de connaître l'historique de la pollution et de la consommation de ressources dans un secteur ou une région, et donc d'élaborer un scénario d'évolution futur : les verrous environnementaux peuvent être mis en évidence et des priorités pertinentes peuvent être établies.

Cette analyse montre qu'un certain nombre de mesures peuvent s'appliquer pour éviter que des stocks de polluants ne se libèrent dans l'atmosphère ou améliorer le bilan environnemental d'un procédé. Cependant, cette méthode ne permet pas d'évaluer les impacts environnementaux d'un procédé ou produit, elle permet uniquement de quantifier des flux. Pour déterminer les impacts, une fois que tous les flux de matières sont établis, il faut utiliser par exemple une analyse exergétique ou une analyse du cycle de vie.

2.2.2.1.2 *Analyse des Flux de Substances*

L'analyse des flux de substances (SFA : Substance Flow Analysis) est un type spécifique de MFA, qui étudie uniquement l'analyse de flux de produits chimiques spécifiques. En effet, la SFA quantifie les flux et l'accumulation dans l'environnement d'une substance spécifique ou d'un groupe limité de substances. La SFA a pour objectif de fournir des informations pour une stratégie de gestion globale eu égard à ces substances. Elle permet d'établir une relation quantifiée entre économie et environnement dans un système géographiquement déterminé : elle quantifie les flux de la substance ou du groupe de substances étudiées en entrée, sortie et à l'intérieur du système (Ayres and Ayres, 2002).

Les méthodologies de la SFA et de la MFA sont similaires, mais les applications sont différentes :

- L'étude des flux de masse et des flux "en vrac" fournit des indicateurs macro-économiques (MFA).
- L'étude des flux chimiques peut être mise en relation avec des problèmes environnementaux spécifiques et fournir ainsi des éléments pour une politique de gestion des polluants (SFA).

2.2.2.1.3 *Analyse et comparaison des deux méthodes*

La méthode basée sur les analyses des flux de matières ou de substances est facile à mettre en œuvre, mais limitée. En effet, elle donne la possibilité de traiter des systèmes larges, d'analyser facilement les impacts des différentes

solutions pour les diminuer et de relier les problèmes environnementaux à leurs origines économiques. De plus, les résultats sont assez fiables car les données utilisées sont assez précises (données des entreprises ou d'organisations gouvernementales ou non) : on parle d'approche "bottom-up" car on part de données sur des flux unitaires qu'on agrège pour arriver au niveau de précision souhaité. Cependant cette méthode n'inclut pas les valeurs économiques des flux, ce qui ne permet pas de faire une analyse des impacts économiques ni d'évaluer la faisabilité économique des solutions. Enfin, et c'est sans doute son plus gros handicap, la SFA ne s'intéresse qu'à suivre une substance particulière sans considérer les autres : si on diminue les impacts dus à la substance ciblée, on ne peut pas savoir si les impacts d'autres substances augmentent à la place et donnent lieu à des impacts pires que ceux qu'on essaie de limiter (Bouman et al., 2000).

2.2.2.1.4 Sac à dos écologique (calcul du MIPS : *Material Intensity Per unit Service*)

Cette méthode s'appuie sur le principe selon lequel tout produit, bien ou service, représente avant tout une "consommation d'environnement". Lorsque l'homme opère des transformations à partir des ressources naturelles, un kilogramme de matière dans un produit fini représente davantage en "poids d'environnement". Le sac à dos écologique permet de mesurer le poids environnemental d'un produit, en mesurant le poids de l'utilisation :

- des ressources abiotiques (non renouvelables) ;
- des ressources biotiques (renouvelables) ;
- de sol déplacé dans l'agriculture et la sylviculture ;
- de l'eau (consommation de tout le volume détourné du flux naturel) ;
- de l'air (consommation d'air dans le cas de modifications physiques ou chimiques).

Pour déterminer le poids réel d'un produit, on réalise une analyse des flux de matières, mais uniquement jusqu'à l'étape de production du produit (approche "du berceau à la porte" ou "cradle to gate"). Cette méthode se distingue en outre de la MFA par la manière d'exprimer le résultat. Par exemple, un bijou de 5 g représente un poids écologique de 2 t, un jean de 600 g représente 32 kg de matières auxquels il faut ajouter 8 000 L d'eau, le sac à dos écologique d'une

voiture d'une tonne est de 70 t, voire plus pour les voitures luxueuses, un litre de jus d'orange déplace plus de 100 kg de terre et d'eau, etc. (Barna, 2010).

L'indicateur utilisé pour quantifier le poids environnemental est le MIPS (Material Intensity Per unit Service). L'objectif est de réduire le poids écologique d'un facteur 4 à 10. Sur la base du MIPS, deux possibilités existent pour réduire ce poids :

- soit on diminue la quantité de matériel en entrée ;
- soit on augmente les unités de service fournies par le bien.

Au niveau de la conception, pour réduire le MIPS, les solutions suivantes sont envisageables :

- produits plus durables ;
- produits moins lourds et plus petits ;
- produits plus facilement réparables, tels les décomposables ;
- produits qui permettent l'intégration de nouvelles technologies ;
- produits recyclables ;
- produits qui remplissent plusieurs fonctions.

L'avantage d'exprimer le résultat d'une MFA de cette manière est que le poids environnemental est un très bon outil de communication, et la présentation sous la forme d'un score unique facilite les comparaisons (RECORD, 2005). Cependant, cette méthode ne permet pas de déterminer les impacts environnementaux du produit, elle peut seulement aider à les diminuer en réduisant le poids environnemental du produit. Cette diminution de poids environnemental ne peut pas être traduite en diminution des impacts sur l'environnement ou la santé, et l'intérêt réel des modifications envisagées ne peut pas être déterminé.

2.2.2.2 Analyse du Cycle de Vie

Une Analyse du Cycle de Vie (ACV) a pour objet de quantifier les impacts d'un produit (bien, service ou procédé) sur l'ensemble de son cycle de vie, depuis l'extraction des matières premières qui le composent jusqu'à son élimination en fin de vie, en passant par les phases de distribution et d'utilisation : “from cradle to grave” (du berceau à la tombe).

En effet, selon la définition ISO 14040 (2010) : “l'ACV est une méthode pour analyser les aspects environnementaux et les potentiels impacts associés à un

produit, par la réalisation d’un inventaire comprenant les principales entrées et sorties d’un système ; par l’évaluation des impacts potentiels associés à ces entrées et sorties et par l’interprétation des résultats des phases d’inventaire et d’impact, en relation avec les objectifs de l’étude. ”

L’ACV est un outil normalisé et reconnu, et est sans doute la méthode la plus aboutie en terme d’évaluation globale multiobjectif. Elle résulte de l’interprétation du bilan quantifié des flux de matières et énergies liés à chaque étape du cycle de vie des produits, exprimés en impacts potentiels sur l’environnement. Une ACV fait intervenir une étape d’inventaire des échanges de matières et de substances au long du cycle de vie, opération qui peut être facilitée par une MFA ou une SFA. La référence de l’étude est la fonction qui est délivrée par un produit. C’est cette fonction qui servira de base aux comparaisons et les impacts environnementaux seront liés à cette fonction.

L’intérêt principal des ACV est de comparer différents scénarios d’un point de vue des impacts environnementaux pour une même fonction du système.

Les étapes de l’ACV, représentées sur la figure 2.1 sont (ISO 14044, 2010) :

- la définition des objectifs et du champ de l’étude : détermination de la fonction, de l’unité fonctionnelle (contexte spatial et temporel) et des frontières des systèmes ;
- la réalisation et l’analyse d’un inventaire : description du processus, collecte et calcul des données, interprétation des résultats et analyse de leurs limites ;
- l’évaluation des impacts : traduction des données de l’inventaire en impacts et agrégation des données pour avoir le moins de paramètres possibles ;
- l’interprétation des résultats : classification et comparaison des scénarios, utilisation de méthodes d’analyse multicritère.

Il existe différentes méthodes d’évaluation des impacts, qui peuvent être regroupées dans deux catégories : les méthodes dites “orientées” problème, c’est-à-dire que la modélisation des impacts s’arrête relativement tôt dans la chaîne cause-effet afin de limiter les incertitudes (par exemple évaluation du réchauffement global en kg équivalent CO_2), et celles utilisant une approche “orientée” dommage, c’est-à-dire que la modélisation se poursuit jusqu’au bout de la chaîne cause-effet, à savoir jusqu’aux dommages induits sur les points finaux (par exemple évaluation du nombre d’années de vie perdues par l’homme).

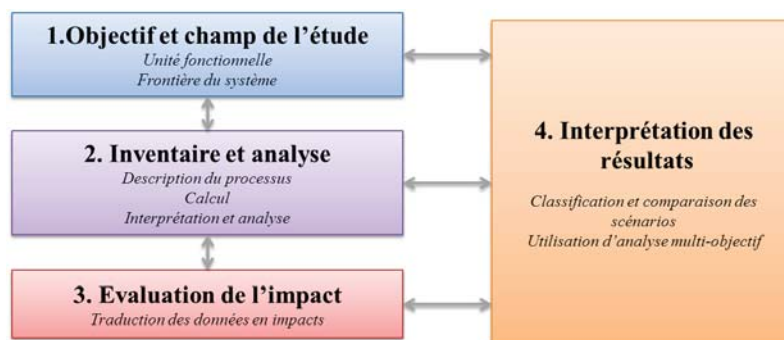


FIGURE 2.1 : Étapes d'une analyse du cycle de vie selon la norme ISO 14040.

La méthode ACV permet donc une analyse plus complète que les méthodes d'analyse des flux, puisque la totalité des impacts est étudiée. En effet, on ne se contente pas de suivre un groupe de substances ou de matières, mais on étudie l'ensemble des impacts liés à un procédé, produit ou service. Ainsi, pour chaque solution proposée pour réduire une partie des impacts environnementaux, il sera possible de vérifier si le bilan global de la solution est positif ou négatif par rapport à la solution initiale, en termes d'émissions des différents polluants, de consommation énergétique, etc. De plus, en fonction de l'approche choisie (problème ou dommage), il est possible d'aller jusqu'à étudier les impacts sur la santé humaine (approche dommage, méthode EcoIndicator 99), pour ne citer que ces enjeux. Cependant, les ACV ne permettent pas d'étudier les risques inhérents à l'utilisation d'une substance spécifique à un endroit précis (comme le fait par exemple la méthode d'analyse de risque), et n'incluent pas d'étude du marché et aucune aide ne peut être tirée pour la politique de production au plan économique (Bouman et al., 2000).

2.2.2.3 Analyse de Risque

La méthode Analyse de Risque (Risk Assessment : RA) s'intéresse comme la SFA aux risques liés à des substances chimiques spécifiques, qui sont suspectées d'être dangereuses pour l'homme ou l'environnement sous certaines conditions d'utilisation ou dans certaines conditions environnementales. La RA est un outil fondamentalement spécifique à un lieu et une période donnés, mais pour des scénarios standards, il peut être possible de généraliser. La RA a également des points communs avec l'ACV pour l'évaluation de la toxicité humaine et

de l'écotoxicité : ces deux méthodes considèrent les transferts de polluants entre l'eau, l'air, le sol et les aliments et utilisent des modèles dose-réponse pour évaluer l'impact des substances auxquelles sont exposés les hommes et écosystèmes (Jolliet et al., 2005).

Pour analyser les impacts sur l'environnement, une concentration prévisible sans effet (Predicted No-Effect Concentration : PNEC) est déterminée pour chaque cible (écosystèmes aquatiques et terrestres, sur-prédateur et activité microbienne dans les usines de traitement de l'eau). Pour les impacts sur la santé humaine, on calcule le niveau pour lequel aucun effet nocif n'est observé (No Observed Adverse Effect Level : NOAEL), basé sur des études en laboratoire sur du long terme. La relation entre la concentration prévisible dans l'environnement (Predicted Environmental Concentration : PEC) et la PNEC est appelée la marge de sécurité (Margin Of Safety : MOS) ou bien le ratio PEC/PNEC. Pour la protection des humains, on estime si ce ratio est assez large ou non. Pour l'environnement, des facteurs sont utilisés dans l'établissement du PNEC, et la question est de savoir si le ratio est plus grand ou plus petit que 1.

Le ratio de caractérisation du risque remplace une quantification réelle de l'occurrence et de la sévérité des effets : le but de cette méthode n'est donc pas de déterminer l'ensemble des impacts sur l'environnement d'un produit ou procédé, mais de mesurer le risque sur la santé humaine ou l'environnement lié à l'utilisation par une industrie de substances chimiques dangereuses. Une RA fournit une caractérisation du risque : estimation de l'occurrence et de la sévérité des effets dangereux qui pourraient apparaître à partir d'une certaine exposition, ainsi que potentiellement la quantification de la probabilité d'occurrence du risque. Cet outil est très utilisé par les administrations de certains pays à des fins normatives (Olsen et al., 2001).

La méthode d'évaluation des risques est donc ciblée sur l'environnement et la santé humaine liés à l'émission de substances chimiques dangereuses dans un système donné : contrairement aux analyses de flux et aux analyses du cycle de vie, cette méthode ne s'applique pas sur l'ensemble du cycle de vie d'un produit ou procédé. Son originalité réside dans l'évaluation de l'occurrence et de la sévérité d'un risque. Si un risque important est mis en avant, il faut le diminuer. La recherche de solutions fait alors appel à des études complémentaires basées sur des ACV et des analyses économiques (Olsen et al., 2001).

2.2.2.4 Evaluation des Impacts Environnementaux

L'évaluation des impacts environnementaux (Environmental Impact Assessment : EIA) est un instrument de planification qui a pour objectif de prédire les effets sur l'environnement de la modification ou de la construction d'un nouvel établissement (Lenzen et al., 2003). Dans ce cadre, le terme "environnement" inclut des facteurs physiques, biologiques, culturels, économiques et sociaux. La réalisation d'EIA, couverte par la norme ISO 14011 (2002), comprend les étapes principales suivantes : la définition des exigences générales et de la politique environnementale, la planification, la mise en œuvre et l'exploitation, la vérification et les mesures correctives, et la revue de direction. Dans ces étapes, les définitions de processus tels que l'audit et le champ d'application sont comprises. L'audit comprend principalement la vérification de la conformité avec les critères d'approbation de l'environnement, ainsi que l'examen interne des pratiques de gestion environnementale par les promoteurs. Le champ d'application est l'étendue des limites de l'audit en termes de facteurs, tels que l'emplacement physique et l'organisation des activités, ainsi que la manière de rendre compte.

Les EIA se limitent souvent à évaluer les impacts environnementaux directement issus du fonctionnement du site, les impacts venant d'activités hors-site étant ignorés (par exemple la construction des machines utilisées, l'exploitation minière fournissant les matières premières, etc.). Cela vient du fait que la définition du champ d'application est réalisée par le client ou l'auditeur, et n'est pas normée. Cette lacune a entraîné des critiques car les frontières du système choisies par le client et l'auditeur ne permettent souvent d'obtenir que des résultats partiels : l'EIA se limite dans la majorité des cas à évaluer les impacts directs et locaux. Pour remédier à cela, il est cependant possible de mettre en place des normes pour contraindre le choix des frontières du système, de façon à obliger la prise en compte des impacts indirects. Lenzen et al. (2003) propose d'utiliser une analyse entrées-sorties pour calculer les effets indirects. Enfin l'EIA est une analyse environnementale qui, comme les précédentes, ne considère pas d'analyse économique.

2.2.2.5 L'eco-effectiveness

Le concept d'eco-effectiveness, mis en avant par Mc Donough et [Braungart et al. \(2007\)](#), est une méthodologie pour évaluer l'efficacité d'un procédé dans une démarche "du berceau au berceau" (from cradle to cradle). Une démarche "du berceau au berceau" a une logique circulaire, contrairement à celle "du berceau au tombeau" qui est linéaire.

En effet, actuellement les systèmes sont perçus comme ayant des entrées - les ressources - un procédé qui permet de transformer ces ressources en produits que l'on peut utiliser, et des sorties - les déchets. Les déchets sont parfois réinjectés dans le système grâce au recyclage, mais la plupart du temps les ressources recyclées perdent de la pureté ou d'autres caractéristiques (conductivité thermique, etc.) qui leur font perdre de la valeur. On parle alors de "downcycling" (recyclage vers le bas). Les méthodes misent en œuvre pour diminuer les impacts de ces systèmes, telles que celles décrites précédemment, ne changent pas la façon de percevoir les procédés et ont pour objectif de diminuer la consommation des ressources, d'augmenter l'efficacité pour produire plus avec moins de ressources, et de diminuer la production des déchets et leur toxicité. Cependant, il y a toujours consommation de ressources fossiles et production de déchets, et il a pu être observé à plusieurs reprises que l'augmentation de l'efficacité ne diminuait pas nécessairement l'utilisation des ressources (phénomène de "l'effet rebond", observé par exemple avec la forte augmentation de l'utilisation du papier avec l'arrivée de l'informatique alors que le contraire avait été prévu). L'idée "cradle to cradle" est de modifier structurellement la façon de produire pour obtenir des systèmes circulaires, dans lesquels il n'y a plus de déchets car tout produit ou matière utilisé est réinjecté dans la chaîne de production en tant que ressource. Les matières réutilisées le sont pour fournir un service similaire, voire meilleur, que celui qu'elles ont fourni lors de leur "première vie" : on parle alors de "upcycling" ou de recyclage intelligent.

En suivant le concept d'eco-effectiveness on ne cherche donc plus à réduire les consommations de ressources d'un procédé, puisque les ressources peuvent resservir indéfiniment. De même, la diminution de la production de déchets n'est pas un but en soit de cette méthode, mais elle en découle directement : puisque tous les produits usés sont transformés en nouvelles ressources, il n'y

a plus de déchet. Pour atteindre cet objectif, la conception des produits et procédés doit être totalement revue et les substances qui constituent les produits doivent être parfaitement connues et maîtrisées. Ainsi, [McDonough and Braungart \(2002\)](#) proposent de voir ces substances comme des nutriments :

- les nutriments biologiques : ce sont des matériaux ou produits qui sont conçus pour réintégrer le cycle biologique (par exemple, un sac plastique biodégradable, mais on pourrait aussi imaginer des semelles de chaussures qui enrichissent l'environnement en se dégradant, etc.)
- les nutriments techniques : ce sont des matériaux conçus pour réintégrer le cycle technique - le métabolisme industriel - duquel ils sont issus. Le recyclage de ces nutriments doit être du “upcycling” (par exemple un plastique de qualité redevient un plastique de qualité) et non du “down-cycling” (transformation d'un plastique de qualité en barrière antibruit ou pot de fleur). Pour que cela soit possible, les métaux ou plastiques doivent être fondus avec d'autres d'une même qualité.

Cette idée d'atteindre un système circulaire pour remplacer le système linéaire actuel est également décrite par [Erkman and Adoue \(2007\)](#), sous le nom “d'éco-système juvénile” et “d'éco-système mature”, en référence aux systèmes naturels. En effet, lorsque la vie s'installe dans un nouvel endroit, au début il y a peu d'espèces, chacune consomme beaucoup de ressources (énergie et matière), produit beaucoup de déchets et le rendement est élevé. On est dans un système linéaire et on parle d'écosystème juvénile. Au fur et à mesure, le nombre d'espèces augmente et les déchets des uns sont utilisés comme ressources par les autres. La consommation de ressources diminue, ainsi que le rendement et la production de déchets. On parle alors d'écosystème mature.

Le concept d'écologie industrielle s'inscrit également dans cette démarche, au travers l'études de symbioses industrielles, également appelés “éco-parcs”, qui représentent un des grands défis de la société contemporaine [Boix \(2011\)](#).

Ainsi l'eco-efficiency ne représente pas en soi un outil d'évaluation environnementale, mais introduit le concept de l'optimisation préalable de l'utilisation des ressources dans la conception et la mise en œuvre des activités.

2.2.3 Les approches quantitatives “économiques”

Les approches quantitatives économiques visent à évaluer les liens entre économie et environnement, en calculant par exemple les retombées économiques de la mise en place d’une taxe sur un produit polluant, ou en comparant les coûts de la suppression d’une substance polluante avec les coûts de traitement nécessaires si cette substance était émise dans l’environnement.

2.2.3.1 Les Tableaux Entrées-Sorties (TES)

Définition de l’INSEE (2012) :

Le tableau d’entrées-sorties (TES) est un des tableaux des comptes nationaux. Il analyse chacun des produits de la nomenclature selon l’origine (production nationale ou importation) et sa destination (consommation finale, exportation, investissement). Pour chaque produit, le TES établit l’équilibre comptable ressources-emploi :

$$\begin{aligned} &\text{Production} + \text{Importations} + \text{Droits de douane} + \text{Marges commerciales} \\ &\quad + \text{TVA grevant les produits} = \text{Consommations intermédiaires} + \\ &\quad \text{Consommation finale} + \text{Investissement (FBCF)} + \text{Exportations} + \\ &\quad \text{Variation de stocks} \end{aligned}$$

Pour chaque branche, le TES établit la valeur ajoutée (brute) :

$$\text{Production} - \text{Consommations intermédiaires} = \text{Valeur ajoutée (brute)}$$

Les TES sont des matrices représentant les flux annuels d’échanges monétaires intersectoriels d’une économie qui permettent de regrouper les informations des “tableaux des ressources” (supply tables) et des “tableaux des emplois” (use tables) pour donner une représentation cohérente de la production nationale. Le tableau des ressources montre l’origine (type d’industrie nationale qui produit la ressource ou importation) des ressources (ce terme désigne ici des biens et services produits, et non pas des ressources naturelles), et le tableau des emplois montre l’utilisation de ces biens et services par chaque activité, ainsi que la structure des coûts des diverses industries (travail, taxe, profit). La figure 2.2 présente la structure générale d’une table entrée-sortie : la première partie de la table (en haut) contient le tableau des ressources avec V la

quantité de chaque ressource produite par chaque activité, g la quantité totale de produit par activité, I la quantité de chaque produit importé et q la quantité total de produit (ou ressource) disponible. La seconde partie de la table, en bas, représente le tableau des emplois avec U la quantité de chaque produit utilisé par chaque activité (c'est-à-dire la consommation intermédiaire), y la demande finale et E les exportations. Si la table est bien équilibrée, on va retrouver que la consommation intermédiaire, plus la demande finale, plus les exportations sont égales à la quantité de ressources disponibles, tandis que la consommation intermédiaire, plus les “intrants primaires” (ou la valeur ajoutée, c'est-à-dire le travail, les taxes et les profits) sont égales à la quantité de ressources produite (équations 2.1 et 2.2).

$$V + I = U + y + E = q \tag{2.1}$$

$$V = U + Travail + Taxes + Profits = g \tag{2.2}$$

	Activités (a)	Import	Satisfaction des besoins	Export	Total
Produits	V	I			q
Total	g				

Produits	U	y	E	q
Intrants primaires	Travail			
	Taxes			
	Profits			
Total	g			

FIGURE 2.2 : Principe des tableaux entrées-sorties.

Afin de mieux comprendre le fonctionnement de ces tables, la figure 2.3 ci-dessous présente un exemple très simplifié de ces tableaux, en faisant l’hypothèse que la comptabilité nationale est partagée en trois branches homogènes dont les flux ont été ici fixés de façon aléatoire. En réalité, les tables construites

chaque année pour l'ensemble des pays européens par Eurostat ont cinquante-neuf branches. Nous ne nous intéresserons pas ici à la collecte des données ni à la façon avec laquelle elles sont compilées pour construire ces tables, mais cela est très bien détaillé dans l'ouvrage "Manual of Supply, Use and Input-Output Tables" réalisé par Eurostat (2008).

Tableau des ressources (V) :

		Activités			Importations	Total
		Agriculture	Industrie	Service		
Produits	Agriculture	1000			200	1200
	Industrie		3000		600	3600
	Service			2000	100	2100
	Total	1000	3000	2000	900	6900

Tableau des emplois (U) :

		Activités			Utilisation finale			Total
		Agriculture	Industrie	Service	CF	FBCF	Ex	
Produits	Agriculture	100	300	200	400	100	100	1200
	Industrie	200	500	300	1000	900	700	3600
	Service	100	200	200	1400	0	200	2100
	Total hors VA	400	1000	700	2800	1000	1000	6900
	Travail + VA	600	2000	1300				
	Total	1000	3000	2000				

CF Consommation Finale
FBCF Formation Brute de Capital Fixe
VA Valeur Ajoutée
Ex Exportations

Consommation
intermédiaire

FIGURE 2.3 : Exemple de tableaux entrées-sorties.

L'utilisation de ces tableaux à des fins d'analyse environnementale a été proposée pour la première fois par Keuning (1992) : il apporte une extension à ces tables de façon à inclure des indicateurs environnementaux (figure 2.4), tels que des impacts sur l'environnement (réchauffement climatique, toxicité, etc.) ou la consommation de ressources primaires. Une extension de ce modèle, baptisée NAMEA (National Accounting Matrix including Environmental Accounts), a été appliquée aux Pays-Bas en collaboration avec de Haan et al. (1993); de Haan and Keuning (1996). Dans cette approche, les TES restent en unités monétaires, alors que les impacts sur l'environnement sont exprimés en unités physiques, ce qui donne des tables mixtes mettant en évidence et représentant de façon objective les liens entre l'économie et l'environnement. Cependant, les limites principales de cette approche sont l'ignorance des déchets et la trop grande agrégation au niveau des flux de recyclage, qui sont

traités comme un seul flux regroupant tous les matériaux (papiers, plastiques, métaux, etc.).

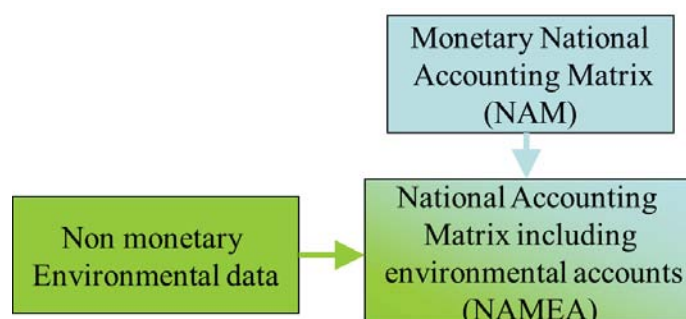


FIGURE 2.4 : *Modèle NAMEA.*

Dans le but de répondre à ces limites, une démarche dérivée du principe NAMEA a été mise en place dans le cadre du projet européen [Forwast \(2012\)](#) : les TES de vingt pays européens de l'année 2003 ont été transformés en tables physiques (PIOT : Physical Input-Output Table) incluant des données environnementales. Ce projet, à la base d'ESPEER, a permis de réaliser des tables physiques complètes incluant les ressources, les emplois, les émissions et les ressources naturelles en unités physiques, ce qui permet par différence d'obtenir les "déchets+addition aux stocks". Cette dernière somme est répartie entre ses deux composantes en fonction de la durée de vie des produits.

On obtient ainsi une cartographie intersectorielle et un bilan matière global sur l'économie (figure 2.5). Si les TES ne sont qu'une représentation de la comptabilité nationale, dont un intérêt majeur pour les économistes est de déterminer le PIB, leur utilisation comme outil de planification des politiques économiques a été conçue via l'inversion de [Leontief \(1936\)](#) qui permet de relier la demande finale à la production. Ce modèle permet entre autres de mesurer l'effet d'un accroissement de la consommation sur la valeur ajoutée directe des secteurs qui produisent les biens, mais aussi sur la valeur ajoutée "indirecte" de tous les secteurs impliqués dans les approvisionnements de ces secteurs. Le développement de tables physiques permet de la même manière de relier la consommation à la "production", envisagée ici sous tous ses aspects environnementaux incluant l'extraction des ressources naturelles, les émissions et la génération de déchets.

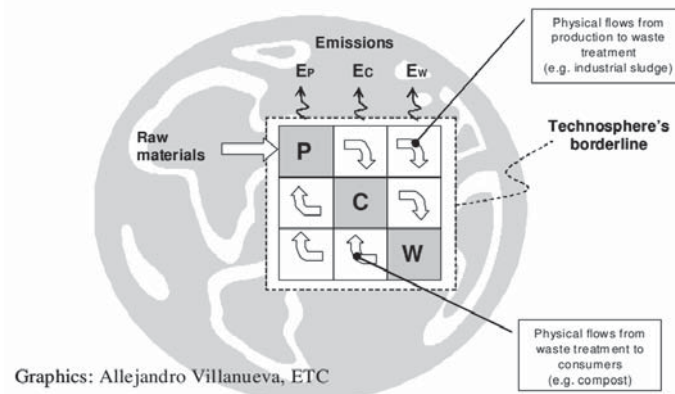


FIGURE 2.5 : Expression matricielle de la circulation des flux de matière dans l'économie (BRGM, 2009).

L'utilisation des TES physiques complets doit intégrer une représentation de l'économie circulaire. La génération de déchets (calculée par bilan matière), est répartie dans des activités de traitement des déchets (recyclage, incinération, stockage) par des coefficients issus des statistiques déchets (Eurostat essentiellement). Ces activités n'existent pas dans les tables publiées (59×59), et doivent donc être désagrégées. Ce travail de désagrégation fait l'objet d'une tâche particulière dans le projet ESPEER. De fait, le niveau de désagrégation nécessaire dépend du niveau de détail souhaité dans la mesure de l'impact environnemental des politiques (par exemple, les politiques déchets). Ce modèle permet de mettre en évidence le flux matériel entre l'environnement naturel et l'économie et de prévoir l'influence des changements dans un secteur d'activité particulier ou des changements de consommation sur le reste de l'économie. L'intérêt majeur de cette approche est qu'elle permet une analyse complète des impacts environnementaux d'un produit à l'échelle d'une économie. Contrairement aux ACV "classiques", tous les secteurs impliqués dans la production d'un produit, y-compris services (éducation, santé, assurances, etc.) sont inclus par la chaîne des interactions intersectorielles. Par contre, l'obtention d'une table au niveau de désagrégation souhaité pose potentiellement des problèmes de coûts (quantité de travail de documentation et de mise en cohérence des tables).

2.2.3.2 Partial Equilibrium Analysis (PEA)

Le modèle PEA décrit les résultats d'un marché ou d'un ensemble de marchés à travers les relations comportementales qui sous-tendent les résultats. Cela signifie que l'impact d'un changement, par exemple environnemental, peut être suivi jusqu'à ses effets sur la consommation et les décisions de production. La politique de production peut donc être analysée sur ses décisions, en étudiant l'impact des substitutions et changements de prix. Les résultats dépendent de l'hypothèse selon laquelle tous les acteurs optimisent leurs coûts en réduisant les coûts marginaux.

Les principales étapes de cette étude sont les suivantes (Bouman et al., 2000) :

- Etape 1 : on interprète les flux physiques de manière économique : le flux f_i est la valeur d'équilibre de la variable associée x_i . De même P_i représente le prix de l'unité f_i
- Etape 2 : on détermine sur combien de marchés se font les transferts. Dans l'exemple détaillé dans l'article (entreprise qui fabrique des batteries au plomb et des batteries en plastique), on peut identifier cinq marchés : celui du pétrole, du plomb, des plastiques, et les marchés nationaux et internationaux des batteries. Dans le cas de cet exemple, on se concentre sur la diminution des impacts environnementaux dus au plomb : on élimine donc le marché du pétrole et on se concentre sur les quatre autres marchés.
- Etape 3 : on détermine les prix sur lesquels on peut intervenir. Les marchés du plomb et des plastiques sont internationaux avec une forte compétition, les prix sont donc fixés par le marché. En revanche, le marché des batteries est plus restreint, le prix peut donc être fixé par l'entreprise.
- Etape 4 : on écrit les équations permettant de calculer les x_i et les P_i à l'aide d'une série de paramètres choisis selon le marché de telle sorte que le modèle soit équilibré. Ensuite on fait varier les paramètres économiques à l'aide de taxes et de subventions pour que le procédé propre choisi soit plus rentable que le procédé initial.

Ce modèle permet donc de comparer économiquement des procédés ou produits ayant des impacts environnementaux différents, et peut ainsi renseigner sur la nécessité de mettre en place des subventions ou des taxes pour en-

courager les producteurs à utiliser et fabriquer des procédés et produits plus propres. Cependant aucune analyse des impacts n'est effectuée, et les changements réalisés suite aux taxes et subventions ne sont pas étudiés d'un point de vue environnemental. Il n'est donc pas certain que les changements apportés soient réellement bénéfiques d'un point de vue environnemental.

Le modèle PEA, comme le modèle MPCA (présenté ci-après), décrit les impacts des prix sur l'économie, ce qui permet de mettre en place une politique environnementale basée sur les prix. Ces modèles peuvent ainsi révéler la complexité des relations économiques. Cependant, ils impliquent des restrictions sur la taille du système étudié : une très grande quantité d'informations est nécessaire pour formuler un modèle qui imite les mécanismes du monde réel de façon satisfaisante. En effet, il faut non-seulement estimer les paramètres, mais aussi analyser la fonction décrivant la relation. En outre, il est nécessaire de garder le modèle mathématique souple à cause de la forme fonctionnelle des équations, ce qui pousse souvent à des hypothèses peu plausibles. Enfin, ces modèles ne procèdent pas de véritable analyse environnementale, et les choix économiques faits pour encourager un produit ou un processus ne sont pas forcément basés sur des études d'impacts complètes. Ainsi il peut arriver qu'une solution jugée "verte" soit mise en avant, et qu'une analyse des impacts environnementaux montre qu'au contraire cette solution a plus d'inconvénients qu'une autre qui serait soumise à davantage de taxes.

2.2.3.3 Analyse de Chaînes Matériaux-Produit

De même que le modèle PEA, il s'agit d'une méthode économique qui permet de comparer différents scénarios de production, avec la mise en place de taxes et de subventions pour encourager le choix de technologies jugées propres. Dans cette méthode, on analyse le flux des matériaux constituant des produits qui rendent un service. En effet, la demande d'un service est généralement liée à un ensemble de produits, eux-mêmes constitués de plusieurs matériaux. Ainsi, pour un service, on analyse pour chaque produit servant à rendre ce service sa chaîne matériaux-produit.

On peut voir sur la figure 2.6 un exemple de chaîne matériaux-produit, pour un produit (Q_v) - répondant à la demande (D) - constitué de deux matériaux (M_1 et M_2). Ces deux matériaux peuvent être produits à partir de production

primaire ($Mv1$ et $Mv2$) ou de recyclage ($Mr1$ et $Mr2$). Les matériaux $M1$ et $M2$ sont ensuite transformés afin de pouvoir être intégrés au produit, on obtient $Mqv1$ et $Mqv2$, ainsi que des déchets : $Wqv1$ et $Wqv2$. Le produit, une fois utilisé, devient un déchet (Wp) qui est trié pour une séparation en produits pouvant être réutilisés directement (Qr) et en déchets contenant majoritairement du matériaux 1 ou 2 : $Wpm1$ et $Wpm2$. Les déchets $Wqv1$ (respectivement $Wqv2$) et $Wpm1$ (respectivement $Wpm2$) sont ensuite mélangés pour obtenir un déchet de matériaux 1 (respectivement 2) $Wm1$ (respectivement $Wm2$). Une partie de chacun de ces deux déchets est recyclée ($Mr1$ et $Mr2$) tandis que le reste est jeté ($Wd1$ et $Wd2$).

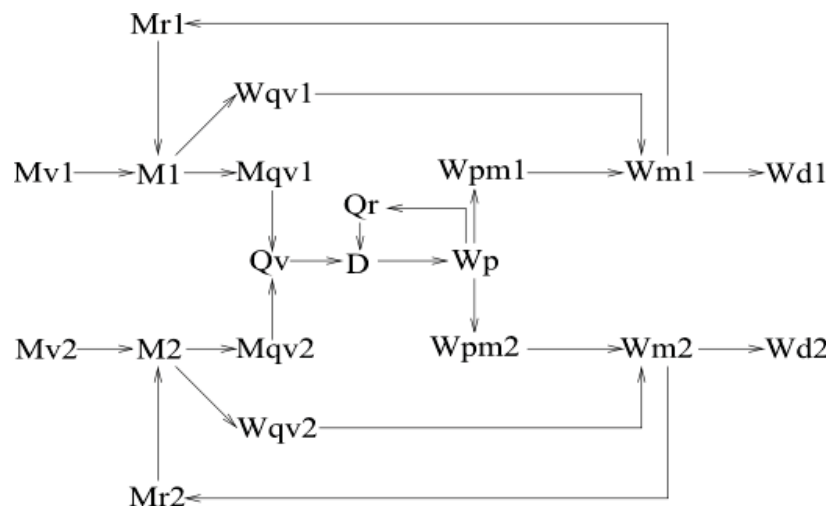


FIGURE 2.6 : Exemple de chaîne matériaux-produit pour un produit constitué de deux matériaux.

Pour ne pas avoir à réaliser une analyse trop complexe, on réduit en général le champ d'étude aux produits et matériaux principaux. Les limites de la chaîne matériaux-produit vont dépendre des objectifs spécifiques de l'analyse.

Cette analyse peut être découpée en quatre étapes (Kandelaars and Bergh, 1996) :

- Pour chaque produit correspondant au service étudié, représentation de la chaîne matériaux-produit avec toutes les étapes de recyclage, de réutilisation, etc. ;
- Détermination des étapes qui ont un coût et de celles qui n'en ont pas, puis écriture de l'équation de la "fonction-objectif", c'est-à-dire de la fonction qui permet de calculer le coût global qu'il faudra chercher à minimiser ;

- Écriture de l'ensemble des équations de bilans : équation de la demande, équation des conditions de production, relations entre les déchets et le recyclage, contraintes sur la décision des variables et conditions dérivées du bilan matière ;
- A l'aide de l'ensemble des équations, réécriture de la "fonction-objectif" avec un nombre de variables plus restreint, et définition de la valeur optimale de certains paramètres, tels que les pourcentages de recyclage, etc. afin de déterminer le coût total minimal.

Dans cette méthode économique comme dans les autres, on fixe des taxes et des subventions pour que le procédé ou produit jugé le plus propre soit plus rentable que les autres. Cependant, et de même que dans les autres méthodes économiques, il n'y a pas d'étude pour vérifier que le produit considéré comme le plus propre est vraiment celui qui a le moins d'impacts sur l'environnement.

2.2.3.4 Analyse Coût Bénéfice (CBA)

Une analyse coût-bénéfice consiste à peser le total des coûts attendus face aux bénéfices escomptés d'une ou plusieurs actions, afin de déterminer laquelle est la plus rentable.

Pour prendre en compte les enjeux environnementaux et humains, on leur donne des valeurs économiques. Par exemple, le coût de la mise en place d'une glissière de sécurité le long d'un virage dangereux sera comparé avec le coût estimé des vies humaines sauvées, des blessés évités, etc. Quant aux impacts environnementaux, pour être pris en compte convenablement, ils peuvent être estimés à l'aide par exemple d'une analyse de cycle de vie, puis convertis en coûts environnementaux.

Lorsqu'il s'agit d'évaluer les bénéfices réalisables par la mise sur le marché d'un nouveau produit moins polluant, une étude de marché doit être réalisée, par exemple à l'aide de sondages demandant aux personnes ce qu'elles seraient prêtes à payer (WTP) ou à faire (WTA) si les impacts environnementaux étaient diminués (Ayres and Ayres, 2002). L'interprétation de ces études économiques est donc difficilement objective, et les résultats doivent être étudiés avec circonspection. Les analyses coût-bénéfice devraient donc être utilisées comme un apport à la résolution de problèmes, sans proposer directement la meilleure solution (Pickin, 2008).

2.2.3.5 Analyse de l'Activité du Cycle de Vie

L'Analyse de l'Activité du Cycle de Vie (AACV) est une méthode qui a les mêmes objectifs que l'ACV - définir les impacts environnementaux d'un produit ou procédé sur l'ensemble de son cycle de vie - mais qui en plus inclut une analyse économique (Freire and Thore, 2002).

Le concept d'Analyse de l'Activité (AA) a été développé par Koopmans au début des années cinquante (prix Nobel de l'économie en 1975). Selon Thore (1991), l'analyse de l'activité peut être vue comme un outil d'analyse économique partielle (PEA) pour la représentation d'une industrie ou d'un secteur de l'économie, selon une formule mathématique adaptée à la représentation d'une chaîne de production verticale. Et plus récemment, Heijungs (1996) a reconnu la similarité conceptuelle entre l'activité d'analyse et l'analyse de cycle de vie : il a observé que l'inventaire de l'ACV est une extension de l'AA, ces deux méthodes étant des analyses "produit par industrie". Cependant il n'y a pas de connexion entre le programme mathématique de l'AA et l'ACV, d'où la réflexion sur l'intérêt d'une nouvelle méthode : l'AACV, qui connecterait l'AA et l'ACV. Cette nouvelle méthode utiliserait un format étendu du programme mathématique de l'AA pour une intégration de l'analyse économique et environnementale du cycle de vie d'un produit.

L'AACV implique trois étapes successives :

- une description de toutes les activités participantes (procédés, transports, utilisation, récupération, etc.) depuis le "berceau jusqu'à la tombe" du produit, incluant l'inventaire des matériaux auxiliaires et de la demande en énergie pour chaque activité, les coûts économiques et les charges environnementales ;
- la formulation et la résolution numérique d'un modèle mathématique linéaire ou non ;
- l'évaluation d'un ensemble de scénarios environnementaux intéressants pour les décideurs ou les divers acteurs.

Cette méthode très complète est donc une solution pour intégrer à la fois une étude environnementale complète et une analyse économique, qui combine à la fois les intérêts de l'analyse de cycle de vie et de l'analyse économique partielle. Cependant, d'un point de vue environnemental, cette méthode a la même lacune que l'analyse de cycle de vie : l'agrégation de certains flux pour observer

des impacts comparables ne permet pas d'évaluer les dangers spécifiques à certains flux, comme cela est possible avec la méthode d'évaluation des risques (RA).

L'analyse de l'activité de cycle de vie se base sur un concept similaire à celui de l'ACV, avec l'évaluation des impacts environnementaux regroupés en catégories telles que le pouvoir de réchauffement climatique, l'acidification, etc. De plus, contrairement à l'ACV, l'AACV comprend des degrés mathématiques de liberté : les vecteurs des charges environnementales individuelles, associés avec des activités alternatives, peuvent être traduits par le même impact agrégé. Ce format optimisé permet de déterminer le niveau optimal des charges individuelles, qui sont proportionnées pour atteindre un ensemble d'objectifs environnementaux. En effet, les objectifs environnementaux peuvent être renseignés et hiérarchisés dans le modèle mathématique, ce qui permet une modélisation réaliste d'un procédé axé sur des objectifs. De plus, il intègre une analyse économique, ce qui en fait un outil très complet.

2.3 Bilan et comparaison des méthodes

2.3.1 Les méthodes qualitatives

Comme nous avons pu le voir, il existe différentes méthodes d'analyse qualitative des impacts sur l'environnement. Ces méthodes ne prennent pas en compte les quantités d'énergie ou de matériaux consommés, mais permettent d'établir un certain nombre de comportements à suivre et/ou des listes de matériaux et substances à ne pas utiliser.

La mise en place de ces méthodes permet généralement une prise de conscience de l'importance des enjeux environnementaux, et peut parfois être suivie d'une étude plus complète et quantitative.

En ce qui concerne cette étude, nous partons du principe que les enjeux environnementaux ont déjà été identifiés et nous en sommes donc déjà au stade de l'étude quantitative. Notre étude sera donc exclusivement basée sur une approche quantitative.

2.3.2 Les méthodes quantitatives

Les méthodes quantitatives d'analyse des impacts environnementaux ont été élaborées au fur et à mesure des besoins et peuvent donc mener à des résultats très divers. En fonction de la méthode choisie, pour un même produit ou procédé on pourra choisir de s'intéresser à ses impacts locaux, à la consommation d'une substance problématique, soit en termes d'impacts soit en termes de quantité de ressources, à ses impacts globaux, etc. Par conséquent, en fonction de la personne qui aura commandité l'étude et de ses objectifs, il est possible d'aboutir à plusieurs conclusions totalement contradictoires sur les démarches à suivre pour améliorer l'objet de l'étude.

Les différents modèles présentés sont difficilement comparables, de par la nature des résultats générés : le tableau 2.3 récapitule les avantages et limites de chacune de ces méthodes, et met en évidence leur caractère complémentaire.

Il apparaît donc que la plupart des modèles développés l'ont été pour répondre à des problématiques différentes et on ne peut pas se restreindre à en choisir un meilleur que les autres : il faut choisir d'utiliser ceux qui permettront le mieux de répondre à la problématique qui se pose.

Cette thèse vise à proposer une démarche d'évaluation des impacts, qui soit *a priori* aussi objective que possible. Pour arriver à une telle méthode, la stratégie retenue est d'utiliser les différents outils existants de façon combinée pour exploiter au mieux leur complémentarité. La méthode finale proposée est détaillée dans la section 2.4.

2.4 Proposition d'une méthodologie intégrée d'évaluation globale des impacts

Nous avons pu voir que de nombreuses techniques d'évaluation des impacts environnementaux existent. Le point commun de toutes ces méthodes est qu'avant de les mettre en œuvre, il faut très clairement définir les objectifs que l'on cherche à atteindre par l'utilisation de telles méthodes, ainsi que les champs d'application et les frontières spatiales et temporelles du système étudié.

TABLE 2.3 : *Comparaison des méthodes d'évaluation des impacts.*

	Méthodes	Avantages	Limites
Environnementales	MFA/SFA	<ul style="list-style-type: none">– possibilité de traiter des systèmes larges et d'évaluer rapidement les impacts d'une modification– relation quantifiée entre l'économie et l'environnement	<ul style="list-style-type: none">– pas d'évaluation des impacts globaux sur l'environnement
	Sac à dos	<ul style="list-style-type: none">– très bon outil de communication	<ul style="list-style-type: none">– la diminution du poids environnemental d'un produit ne signifie pas la diminution de ses impacts sur l'environnement
	EIA	<ul style="list-style-type: none">– évalue la globalité des impacts sur l'environnement	<ul style="list-style-type: none">– se limite à évaluer les impacts directs et locaux
	ACV	<ul style="list-style-type: none">– évaluation de la globalité des impacts environnementaux du berceau à la tombe	<ul style="list-style-type: none">– ne prend pas en compte les risques inhérents à l'utilisation d'une substance spécifique à un endroit précis
	AACV	<ul style="list-style-type: none">– outil très complet qui intègre une analyse économique en plus d'une ACV	<ul style="list-style-type: none">– même limite que pour l'ACV
	AR	<ul style="list-style-type: none">– évalue les risques liés à l'émission d'une substance spécifique à un endroit précis	<ul style="list-style-type: none">– ne permet pas d'évaluer les impacts globaux sur l'environnement
Économiques	PEA/MPCA	<ul style="list-style-type: none">– permet de mettre en place une politique environnementale basée sur les prix	<ul style="list-style-type: none">– taille du système étudié restreinte– pas d'analyse des impacts environnementaux
	TES	<ul style="list-style-type: none">– permet de faire un lien entre tous les produits et activité de l'économie– permet de mettre en évidence le flux matériel entre l'environnement et l'économie	<ul style="list-style-type: none">– incertitude importante liée au manque de données et à la nécessité de désagréger

En fonction des objectifs et du champ d'étude définis, la méthode la plus efficace et la plus adaptée pour répondre aux attentes pourra être choisie. Dans certains cas, il sera même préférable de choisir plusieurs méthodes à appliquer successivement ou en parallèle. Par exemple, pour une analyse très complète, une méthode est proposée par [Bouman et al. \(2000\)](#) :

- réaliser une analyse complète de tous les flux avec une méthode type MFA ou SFA et proposer un ensemble de solutions pour lutter contre les flux indésirables ;

- utiliser les résultats ainsi obtenus pour réaliser une analyse du cycle de vie pour chacune des solutions proposées et comparer les impacts environnementaux ;
- analyser les meilleures solutions avec une méthode économique, par exemple la méthode PEA ;
- enfin valider la solution choisie à l'issue de l'étude économique par une nouvelle analyse des flux.

Les étapes deux et trois peuvent être remplacées par la réalisation d'une analyse de l'activité du cycle de vie, qui combine l'analyse de cycle de vie et l'analyse économique partielle. De plus, comme cela est conseillé par [Olsen et al. \(2001\)](#), il peut être intéressant d'ajouter à la démarche présentée ci-dessus une évaluation des risques (RA), qui compléterait l'ACV et la SFA en évaluant l'incidence et la sévérité des risques potentiellement liés aux substances dangereuses présentes dans le produit ou le procédé étudié.

Une autre méthode d'analyse, proposée par [Azapagic et al. \(2007\)](#) consiste à réaliser une étude d'impacts environnementaux qui permettrait de suivre le déplacement des flux. Une démarche en quatre étapes est proposée :

- utilisation d'un système d'information géographique (GIS) pour cartographier les sources de pollution ;
- application d'une approche ACV-SFA pour définir les sources d'intérêt ;
- quantification des charges environnementales et des impacts sur une base de cycle de vie ;
- utilisation d'une méthode F&TM (Fate and Transport Modelling) pour suivre la pollution à travers l'environnement par la quantification d'impacts spécifiques au site sur la santé humaine et l'environnement.

Si la mise en place de telles démarches peut paraître lourde et longue, elle permet d'obtenir des résultats complets et qui peuvent ainsi servir d'outils d'aide à la mise en place d'une politique de production respectueuse de l'environnement et économiquement intéressante. Afin de simplifier la démarche, la solution serait la mise en place d'une méthodologie qui puisse donner un résultat aussi complet que toutes ces méthodes réunies, tout en étant facile d'utilisation.

Pour le cas d'application du cuivre, la ressource suivie ayant déjà été choisie en raison non-seulement de la pénurie potentielle à venir mais aussi de sa bio-activité connue, l'étape d'analyse des risques n'est pas justifiée. De plus, s'il est

intéressant de quantifier les impacts sur l'environnement, le suivi de la pollution et la quantification d'impacts spécifiques est un axe d'étude intéressant mais qui n'est pas l'objet direct de ce travail, qui vise plutôt à minimiser les quantités de substances émises dans l'environnement. De plus, comme cela a été présenté dans le chapitre 1, l'évaluation des impacts sur l'environnement ne représente qu'un aspect du problème d'optimisation globale de la gestion des ressources, qui sera également évaluée sur les coûts et la consommation d'énergie qu'elle implique.

Ainsi, trois méthodes complémentaires pour évaluer les deux critères caractérisant les impacts environnementaux ont été retenues :

1. évaluation des pertes :
 - (a) à l'aide des tableaux entrées-sorties physiques.
 - (b) à l'aide d'une analyse des flux de substances.
2. analyse des impacts sur l'environnement : réalisation d'une analyse du cycle de vie, en utilisant les résultats de la SFA comme données d'entrée de l'inventaire.

L'analyse des flux de matière, en plus de permettre l'évaluation des pertes, permet de modéliser le cycle complet de la ressource : détermination de tous les flux et stocks, des émissions vers l'environnement, etc. Ces résultats peuvent ensuite être utilisés comme donnée d'entrée pour l'analyse de l'inventaire du cycle de vie. Afin de juger de l'intérêt de combiner ces deux méthodes, elles ont été mises en œuvre sur un exemple simplifié : le choix du développement d'un type de batteries au plomb ou hybrides métal-nickel pour alimenter les véhicules électriques.

D'autre part, en plus des outils d'analyse des impacts environnementaux classiques combinés à une analyse des coûts pour juger de la viabilité économique, l'extension environnementale des tables entrées-sorties sera également considérée afin de mener une étude permettant de mieux prendre en compte les interactions des flux entre les différents secteurs de l'économie. Cette démarche, qui n'avait fait l'objet d'aucune publication au cours du projet [Forwast \(2012\)](#), a été reprise pour ce projet et est décrite dans la section 3.2.

2.5 Application de la méthodologie au choix entre deux types de batterie pour alimenter les véhicules électriques

Les outils SFA et ACV ont été utilisés sur un cas d'étude simple, de façon à illustrer et à vérifier leurs différences, mais aussi leurs complémentarité et compatibilité. Cet exemple concerne le choix entre différents types de batteries, pour aider les décideurs à orienter la stratégie de production dans le cadre du développement des véhicules électriques. Afin de se rapprocher du cas d'étude globale en traitant un problème multiobjectif, en plus de l'analyse des impacts environnementaux, une analyse économique a été conduite.

Ainsi, les trois outils retenus, c'est-à-dire la SFA, l'ACV et une analyse économique ont été utilisés puis une méthode d'optimisation a été mise en œuvre pour guider le choix de la meilleure technologie de batterie entre deux technologies envisagées par l'industrie (batteries plomb et hybride métal-nickel) (Passier et al., 2007) pour les véhicules électriques, en prenant en considération à la fois les critères économiques (coût sur la durée de vie d'un véhicule) et environnementaux (les pertes ne concernant pas le même matériau pour les deux types de batterie, seuls le critère des impacts sur l'environnement calculés avec l'ACV sont considérés).

Les caractéristiques des batteries considérées sont décrites dans la table 2.4.

TABLE 2.4 : Caractéristiques des batteries (Rantik, 1999).

	Batterie <i>PbA</i>	Batterie <i>NiMH</i>
Densité énergétique (<i>Wh/kg</i>)	35	75
Portée du véhicule par cycle (<i>km</i>)	80	125
Consommation énergétique (<i>Wh/(kg, km)</i>)	0.12	0.12
Nombre de cycles maximal	700	600
Efficacité énergétique totale (%)	66	57

Les différentes approches doivent être conduites pour un même service délivré par le système afin de fournir une référence pour laquelle les entrées et sorties peuvent être comparées. Étant donné que les batteries au plomb (*PbA*) et les batteries hybrides métal-nickel (*NiMH*) n'ont pas la même efficacité, le service, appelé unité fonctionnelle, doit être choisi de façon à déterminer

la quantité de chaque type de batterie pour le satisfaire. Dans ce cadre, une durée de vie de 200 000 km pour la voiture a été utilisée comme référence. A l'aide de l'efficacité de chaque batterie donnée précédemment, il a été déterminé que pour alimenter la voiture pendant toute sa durée de vie, il faudrait quatre batteries *PbA* (pesant chacune 491 kg), alors que seules trois batteries *NiMH* (pesant 325 kg chacune) seraient nécessaires (Rantik, 1999). Afin de choisir entre les deux solutions, les outils SFA, ACV et EA ont été mis en œuvre successivement, vu que la SFA donne les données nécessaires pour l'ACV. Les résultats de ces deux analyses sont ensuite utilisés pour effectuer l'analyse économique.

2.5.1 Analyse des flux de substance

2.5.1.1 Méthodologie

L'analyse des flux de substance (SFA) est un outil basé sur la réalisation d'un bilan matière tout au long du procédé, et utilisé pour améliorer la compréhension des flux d'une substance à travers un système défini dans le temps et l'espace. Les substances suivies peuvent être des éléments, des constituants chimiques ou des groupes de constituants chimiques. La SFA permet d'identifier les zones de perte et d'émission de la substance, ainsi que les sources potentielles d'impacts sur l'environnement. Dans le cas étudié ici, deux substances critiques majeures sont identifiées : le plomb et le nickel, respectivement dans les batteries *PbA* et dans les batteries *NiMH*.

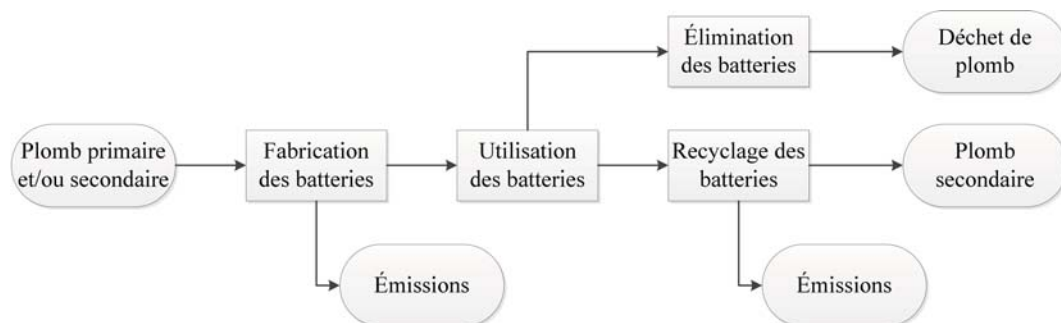


FIGURE 2.7 : Analyse des flux de substance du plomb au cours du cycle de vie des batteries au plomb.

La figure 2.7 montre les étapes prises en compte pour la SFA du plomb au cours du cycle de vie des batteries *PbA*. Un diagramme identique a été établi pour le nickel dans le cycle des batteries *NiMH*.

2.5.1.2 Résultats

La SFA a été réalisée pour chaque batterie avec deux scénarios : le premier, en ne considérant que des matériaux primaires (issus directement du minerai) et le second, avec une part de matériel secondaire (issu du recyclage), le ratio de matériel secondaire étant choisi selon Rantik (1999) et Sullivan and Gaines (2010), ainsi que selon des données sur les quantités de métal consommées et perdues dans l'environnement à chaque étape.

TABLE 2.5 : *Résultats de l'analyse des flux de substance des batteries PbA et NiMH.*

Batterie <i>PbA</i>			Batterie <i>NiMH</i>		
	Primaire	Secondaire	Primaire	Secondaire	
	Poids (kg/batterie)		Poids (kg/batterie)		
Fabrication			Fabrication		
Plomb primaire	299,52	149,76	Nickel primaire	97,57	-
Plomb secondaire	-	149,76	Nickel secondaire	-	97,57
<i>Pb</i> émis dans l'air ^a	$6,1 \cdot 10^{-4}$	$6,1 \cdot 10^{-4}$	<i>Ni</i> émis dans	2,6	2,6
<i>Pb</i> émis dans l'eau ^a	$2,4 \cdot 10^{-3}$	$2,4 \cdot 10^{-3}$	l'environnement ^a		
Recyclage			Recyclage		
Plomb secondaire	269,57	269,57	Nickel secondaire	85,47	85,47
<i>Pb</i> émis dans l'air ^a	$2,3 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$	<i>Ni</i> émis dans	-	-
<i>Pb</i> émis dans l'eau ^a	$3,4 \cdot 10^{-5}$	$3,4 \cdot 10^{-5}$	l'environnement ^a		
Élimination			Élimination		
Déchets de <i>Pb</i>	29,95	29,95	Déchets de <i>Ni</i>	9,5	9,5

^a Seules les émissions de plomb (respectivement nickel) issue du plomb (respectivement nickel) utilisé pour les batteries est considéré : les émissions dues à la consommation d'électricité, au transport, etc. ne sont pas prises en compte.

Le tableau 2.5 présente les résultats obtenus : les émissions de plomb dues à la fabrication et au recyclage des batteries *PbA* sont très limitées et peuvent être négligées en comparaison de la grande quantité de déchets liée au fait

que seulement 90 % des batteries sont recyclées (Labouze and Monier, 2003). Cependant, concernant les batteries *NiMH*, les émissions de nickel durant la fabrication des batteries sont assez importantes, et représentent environ 2,7 % de la quantité totale de nickel introduite, et 21 % des pertes totales (émissions+déchets).

Dans les deux cas, pour réduire la consommation de matériaux primaires, il serait très intéressant d'augmenter la quantité de batteries recyclées pour atteindre 100 %. Cela est d'autant plus vrai dans le cas des batteries *PbA* à cause de l'importance quantité de plomb perdu dans l'environnement lorsqu'une batterie n'est pas recyclée. De plus, pour les batteries *NiMH*, il serait nécessaire de s'intéresser plus particulièrement au procédé de fabrication pour comprendre pourquoi il y a tant d'émissions et pour améliorer cette étape critique.

2.5.2 Analyse du cycle de vie

2.5.2.1 Méthodologie

Une analyse du cycle de vie (ACV) permet de déterminer les charges totales liées à un produit ou procédé, de l'acquisition des matières premières à l'élimination des déchets, en prenant éventuellement en compte le recyclage. Comme cela a déjà été mentionné, les principes de l'ACV sont définis par les normes ISO 14040 (2010) et ISO 14044 (2010) et se découpent en quatre étapes majeures : définition de l'objectif et des frontières de l'étude, analyse de l'inventaire, évaluation des impacts et interprétation des résultats (Jolliet et al., 2005). Pour prendre en compte le fait que l'industrie du recyclage va grandir en même temps que le marché des batteries, l'hypothèse a été faite que, pour chaque jeu de batterie, les premières sont fabriquées uniquement à partir de matériaux primaires, alors que les suivantes contiennent une part de matériaux secondaires. Comme mentionné précédemment, quatre batteries *PbA* et trois batteries *NiMH* sont nécessaires pour alimenter un voiture parcourant 20 000 km par an pendant 10 ans. Ainsi, l'ACV a été conduite pour un jeu de batterie *PbA* (constitué d'une batterie "primaire" et de trois batteries "secondaires") et un jeu de batteries *NiMH* (constitué d'une batterie "primaire" et de deux batteries "secondaires"). Les frontières de l'étude vont de la fabrication des matériaux utilisés à partir du minerai, jusqu'au recyclage des

batteries. L'inventaire a été réalisé à partir des données proposées par [Rantik \(1999\)](#) pour les quantités de matériaux, les émissions et l'énergie.

2.5.2.2 Résultats

L'ACV a été réalisée à l'aide du logiciel SimaPro©, avec la base de donnée Ecoinvent, en utilisant la méthode de caractérisation des impacts Impact 2002+ ([PRé Consultants, 2013](#)). Pour cette étude préliminaire, les résultats finaux sont donnés en “point”, qui est un indicateur adimensionnel agrégeant les différents impacts (réchauffement climatique, acidification, etc.). Ces résultats doivent donc être jugés dans une optique de comparaison relative, les valeurs quantitatives étant difficiles à interpréter. La figure 2.8 présente les résultats de l'ACV réalisée pour les deux scénarios.

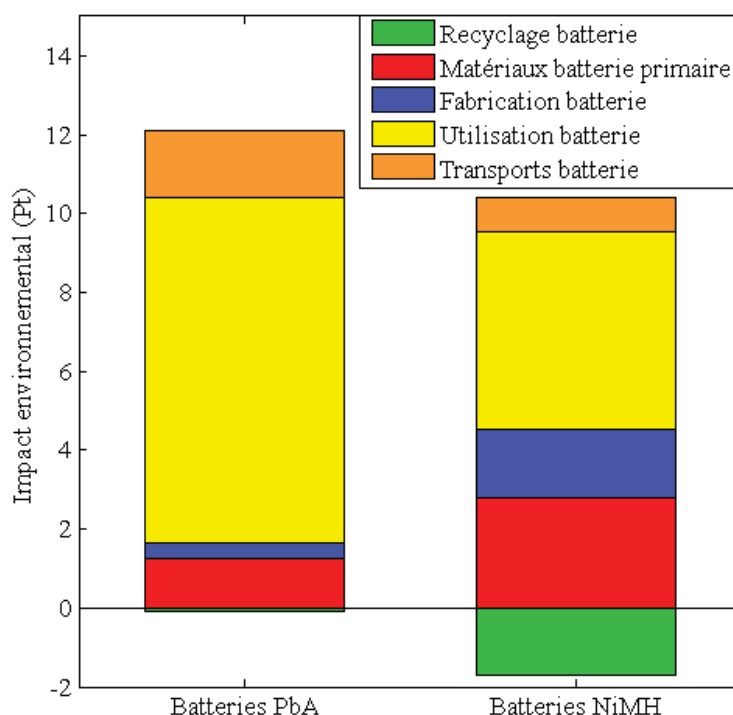


FIGURE 2.8 : Résultats de l'ACV d'un véhicule alimenté par des batteries PbA et d'un autre par des batteries NiMH.

La figure 2.8 montre que malgré les émissions très toxiques de nickel importantes lors de la fabrication des batteries *NiMH*, les impacts totaux des batteries *PbA* sont plus importants. Cela est principalement dû au fait que les

batteries *NiMH* nécessitent beaucoup moins d'énergie que les batteries *PbA*, et les impacts de transports sont également moins importants car il n'y a que trois batteries à transporter au lieu de quatre batteries *PbA*. De plus, si la fabrication des batteries *NiMH* entraîne des impacts plus importants, le recyclage conduit à de plus grands bénéfices (les bénéfices associés au recyclage des batteries sont si faibles qu'on les voit à peine).

2.5.3 Analyse économique

2.5.3.1 Méthodologie

L'objectif de l'analyse économique, utilisée comme une méthode d'analyse des impacts environnementaux, est de lier le prix du produit à la substance problématique, et ensuite de voir comment on peut interférer avec des taxes sur certaines ressources, des subventions sur le recyclage, etc. Cependant, dans ce cas, seul le prix brut est considéré, sans prendre en compte de taxes ni de subventions. Le calcul a été simplifié en définissant le coût comme étant fonction du prix actuel d'une batterie avec un coefficient permettant de prendre en compte l'effet d'échelle. Le coût relatif à un jeu de batterie est calculé selon l'équation 2.3 :

$$Cost = a.P + (1 - a).P.\lambda^{N/10000} \quad (2.3)$$

avec :

- a : part fixe du prix de la batterie, non impacté par l'effet d'échelle ($0 < a < 1$)
- P : prix initial des batteries
- λ : réduction de prix due à l'effet d'échelle
- N : nombre de jeux de batteries

2.5.3.2 Résultats

Les prix des batteries primaires sont issus de l'étude de [Matheys and Autenboer \(2006\)](#) et sont pondérés avec des données de [Labouze and Monier \(2003\)](#) pour calculer les prix des batteries secondaires. Il est à souligner que le marché des batteries pour véhicules électriques n'est pas encore mature et que même si les prix des deux types de batteries sont toujours dans la phase décroissante due à l'effet d'échelle, les batteries n'en sont pas au même stade

de développement, ce qui explique la différence entre les valeurs de λ : comme le marché des batteries *NiMH* est plus récent que celui des batteries *PbA*, il a été considéré dans les calculs que la décroissance du prix est plus prononcée pour les batteries *NiMH*. Ainsi, les paramètres suivants ont été utilisés dans l'équation 2.3 :

- part fixe du prix : $a = 0,5$
- prix initial : $P_{PbA} = 9,750 \text{ €} / P_{NiMH} = 39,730 \text{ €}$ (Matheys and Autenboer, 2006)
- coefficient de réduction : $\lambda_{PbA} = 0,99 / \lambda_{NiMH} = 0,85$
- $N = 100\,000$ jeux de batteries

Un résultat significatif illustré dans la figure 2.9 est que l'effet d'échelle tend à réduire l'écart entre les coûts des deux types de batteries.

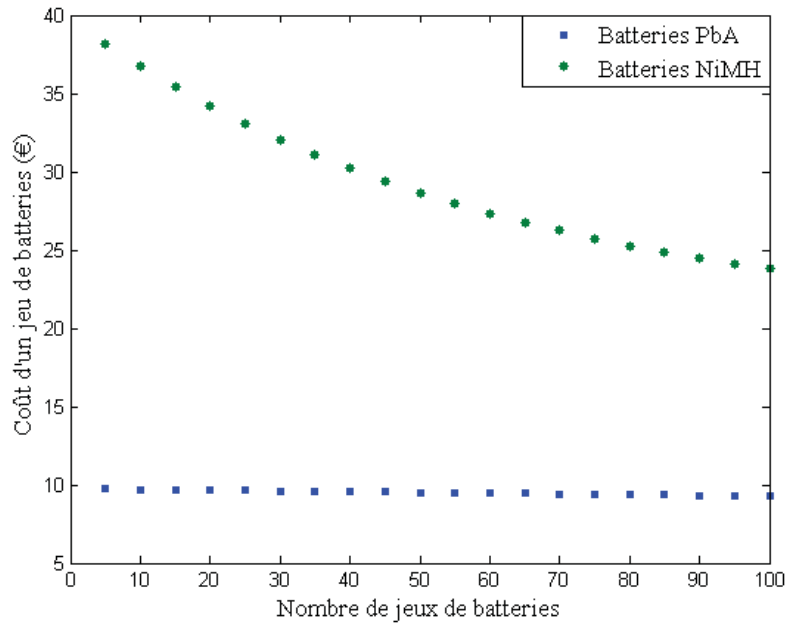


FIGURE 2.9 : Résultats de l'analyse économique.

2.5.4 Optimisation biobjectif

2.5.4.1 Méthodologie

Comme les critères économiques et environnementaux présentent des comportements antagonistes, une stratégie d'optimisation biobjectif a été mise en œuvre. Pour cette étude, il a été supposé que 100 000 voitures doivent être alimentées par des batteries *PbA* et/ou *NiMH*. Le ratio x représentant le nombre de jeux de batteries *PbA* sur le nombre total de jeux de batteries nécessaires est la variable d'optimisation.

2.5.4.1.1 Critère économique

Tous les coûts ont été considérés similaires pour les différentes batteries, à l'exception des coûts d'investissements. Ainsi, l'objectif de coût C ne dépend que du nombre de chaque jeu de batteries. Le coût C est considéré comme une somme pondérée des coûts individuels de chaque type de batteries suivant l'expression de l'équation 2.4, où x représente la fraction de batteries au plomb utilisées.

$$C = N \times \left[x \cdot \left(a \cdot P_{PbA} + (1 - a) \cdot P_{PbA} \cdot \lambda_{PbA}^{x \cdot N / 10000} \right) + (1 - x) \cdot \left(a \cdot P_{NiMH} + (1 - a) \cdot P_{NiMH} \cdot \lambda_{NiMH}^{(1-x) \cdot N / 10000} \right) \right] \quad (2.4)$$

2.5.4.1.2 Critère environnemental

Les charges environnementales (I_{total}) des batteries ont été supposées directement proportionnelles au nombre de batteries produits, sans effet d'échelle ni coefficients, et peuvent être exprimées selon l'équation 2.5 :

$$I_{total} = N \cdot (x \cdot I_{PbA} + (1 - x) \cdot I_{NiMH}) \quad (2.5)$$

Dans cette expression, I_{PbA} et I_{NiMH} représentent respectivement les impacts des jeux *PbA* et *NiMH*.

2.5.4.2 Résultats

En utilisant les mêmes paramètres que pour l'analyse économique, une approche d'optimisation biobjectif a été mise en œuvre et les résultats sont présentés sur les graphes de la figure 2.10

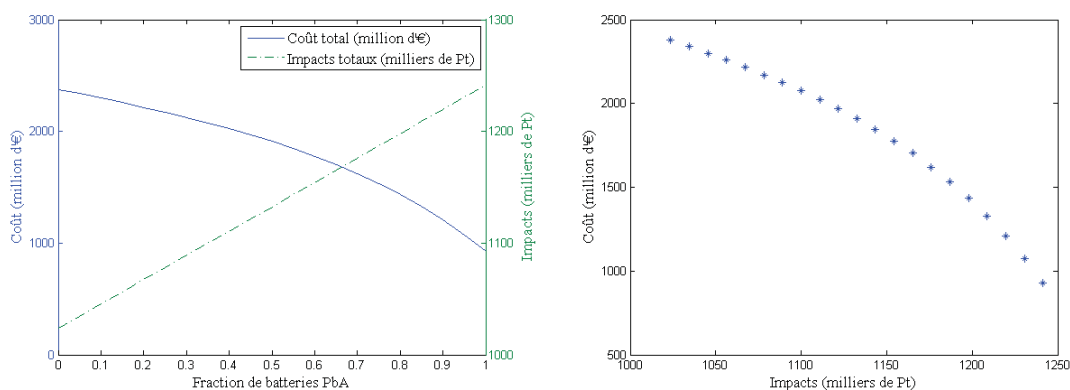


FIGURE 2.10 : À gauche : Impacts environnementaux et économiques en fonction de la fraction de jeux de batteries *PbA* ; à droite : Coût en fonction des impacts environnementaux : front de Pareto .

La figure 2.10 présente, sur le graphe de gauche, les impacts environnementaux (courbe linéaire croissante) et le coût (courbe décroissante) en fonction du ratio de batteries *PbA*. Il peut être observé que les deux courbes se croisent au voisinage de $x = 0,45$ et que la décroissance du prix est plus importante que la croissance des impacts. Cette même figure présente, sur le graphe de droite, le front de Pareto, qui est l'ensemble des solutions non dominées. En général, une solution est choisie dans le “coude de Pareto”, qui est l'endroit de la courbe où la courbure est la plus importante : ici c'est pour un prix d'environ 1700 € et un impact environnemental d'environ 1185000 points. En reportant ces valeurs dans le graphe de gauche de la figure 2.10, une valeur de x allant de 0,45 à 0,65 est obtenue.

2.5.5 Conclusion sur l'exemple simplifié

Comme attendu, les différentes approches utilisées dans cette étude conduisent à des résultats complémentaires :

- la SFA montre que les batteries *PbA* génèrent moins d'émissions de plomb que les batteries *NiMH* de nickel ;
- l'ACV démontre à l'inverse que les impacts des batteries *NiMH* sont moins importants que ceux des batteries *PbA*, à condition que du nickel secondaire soit utilisé pour au moins deux des trois batteries ;

- selon l’analyse économique, les batteries *PbA* représentent une meilleure option, malgré le fait que quatre batteries *PbA* sont nécessaires au lieu de trois batteries *NiMH* pour un même service.

Ces résultats prouvent l’intérêt d’utiliser différentes méthodes pour évaluer un produit et d’utiliser un ensemble de différentes technologies de batteries pour prendre en compte les différentes situations de marché qui peuvent survenir.

2.6 Conclusion

L’étude des méthodologies d’évaluation des impacts nous a conduit à retenir trois outils pour évaluer les performances environnementales de la gestion d’une ressource : deux outils issus d’approches quantitatives environnementales (SFA et ACV) pour l’analyse des flux de matière et des impacts environnementaux, et un outil d’approche quantitative économique potentiellement extensible aux impacts environnementaux (TES).

Comme nous l’avons vu, les outils MFA et TES ont tous deux été développés dans l’optique d’évaluer les flux d’une ressource mais selon deux approches complètement différentes : la MFA est une approche ascendante, qui est réalisée par la collecte de données sur les flux matières aussi précises que possible, et qui sont ensuite agrégées pour atteindre le niveau de détail recherché, alors que les TES sont construits à l’aide d’une méthode descendante, par désagrégation des flux économiques issus de la comptabilité nationale.

Leur mise en œuvre couplée devrait ainsi nous donner des informations complémentaires, la SFA donnant une connaissance précise des flux et les TES permettant de faire des liens entre les flux des différents secteurs d’activités. La réalisation du cycle du cuivre à l’aide de ces deux méthodes est réalisée dans le chapitre 3. Les résultats attendus sont une connaissance précise de tous les flux qui nous permettra d’une part de quantifier les pertes de cuivre, et d’autre part d’analyser les impacts économiques, énergétiques et environnementaux liés à la gestion de la ressource.

Modélisation des flux de cuivre en France

3

Table des matières

3.1	Introduction	69
3.2	Les tables entrées-sorties physiques	69
3.3	Analyse des flux de substance	75
3.4	Collecte et réconciliation des données	79
3.5	Résultats de l'analyse des flux de substance	94
3.6	Comparaison des résultats des méthodes SFA et PIOT	99
3.7	Conclusion	100

NOMENCLATURE

E ou <i>Export</i> :	les exportations
C :	la consommation
G :	les émissions
	G_C : les émissions de produits
	G_R : les émissions de ressources
	G_W : les émissions de déchets
I ou <i>Import</i> :	les importations
P :	la production
R :	les ressources naturelles
U :	les “use”
V :	les ‘supply”
W_U :	l’utilisation de déchets
W_V :	la production de déchets
X_i :	tous les flux à l’exception de celui dont l’écart-type est réconcilié
Y :	flux dont l’écart-type est réconcilié
y ou y_i :	valeur du flux “mesurée”
y^* :	valeur réconciliée
ΔS :	la variation de stocks
λ :	valeur égale à 1 si le flux entre et à -1 s’il sort
σ ou σ_i :	écart-type de la valeur du flux
σ^* :	écart-type réconcilié
χ^2 :	critère à minimiser dans la méthode des moindres carrés

3.1 Introduction

La première étape de la méthodologie proposée pour choisir un modèle de gestion efficace du cuivre est l'analyse des flux et stocks. Elle a été conduite à l'aide de deux démarches différentes : une approche “top-down” utilisant des flux macro-économiques connus désagrégés à l'aide de différents coefficients jusqu'à l'obtention du degré de précision souhaité (voir section 3.2), et une démarche “bottom-up” partant des données de flux déclarées par les entreprises ou récoltées par des organismes agréés pour construire le cycle du cuivre à divers niveaux (voir section 3.3).

3.2 Les tables entrées-sorties physiques

Comme cela est indiqué dans le chapitre 2, des tables entrées-sorties physiques (PIOT) ont été construites, dans le cadre du projet ANR [Forwast \(2012\)](#), pour différents pays européens - et notamment la France - pour l'année 2003 à partir des tables économiques construites et rendues publiques par [Eurostat \(2008\)](#). La table française a été utilisée pour cette étude afin d'en extraire une cartographie des flux de cuivre dans l'économie française. Afin de bien comprendre les atouts et limites de cette méthode, la section 3.2.1 revient sur la méthodologie Forwast utilisée pour construire les PIOT, puis la section 3.2.2 présente comment les flux de cuivre ont été extraits de ces tables.

3.2.1 Construction des tables entrées-sorties physiques

Le modèle Forwast est basé sur l'analyse des données statistiques d'entrées/sorties monétaires, suffisamment désagrégées pour inclure l'ensemble des activités de recyclage et de traitement des déchets. Dans les comptes nationaux publiés par Eurostat, l'économie est découpée en 59 secteurs (matrices 59×59), ce qui ne permet pas, par exemple, de faire de différenciation entre les flux de recyclage par produit ni de mettre en évidence avec assez de détails la provenance des déchets. Compte tenu des objectifs de Forwast, les secteurs ont été désagrégés. Au final, 117 catégories sont considérées. Elles sont présentées dans l'annexe A.

Pour convertir les tables monétaires en tables physiques et pour parvenir à ce niveau de désagrégation sans trop augmenter l'incertitude sur les données, les étapes suivantes ont été suivies :

1. Désagrégation : trois cas de figure (par ordre de priorité)
 - utilisation des données monétaires et physiques (par exemple, résultats des enquêtes mensuelles sur la production industrielle [PRODCOM \(1991\)](#))
 - utilisation des données monétaires et des prix
 - utilisation des données physiques et des prix
2. Évaluation des émissions
 - données UNFCCC compilées/réparties par activité
 - modèles d'émissions pour l'agriculture (métabolisme animal) et le traitement des déchets
3. Évaluation de la consommation de ressources
 - données extraites de bases de données
 - utilisation des données Entrées/Sorties physiques et de ratios
4. Calcul des déchets et stocks (figure 3.1)
 - prise en compte de la durée de vie des produits
 - prise en compte de la dégradation des stocks
 - modélisation du traitement des déchets ([Beylot et al., 2013](#))

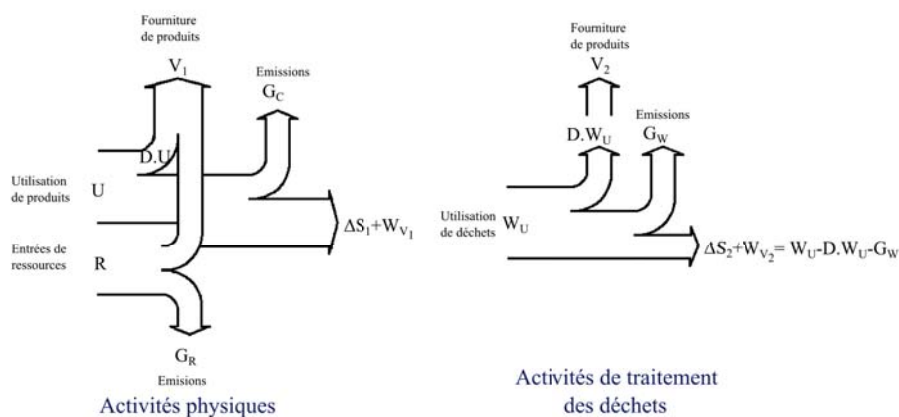


FIGURE 3.1 : Méthode de calcul des stocks et des flux de déchets.

Cette démarche permet donc d'obtenir une vision de l'économie en flux physiques, sous forme de tables comprenant les consommations de ressources

primaires, la production de déchets, le recyclage (ou l'utilisation de déchets) et les émissions. La figure 3.2 représente l'architecture de ces tables : chaque "boîte" représente un tableau de 117 colonnes et 117 lignes (une par produit), à l'exception de la production totale (une ligne), des ressources (13 ressources naturelles sont considérées) et des émissions (54 polluants considérés). Ainsi pour une activité donnée (une colonne), on peut lire dans la matrice V tous les produits générés par cette activité, le total étant disponible dans le vecteur g , puis dans la matrice U tous les produits qu'elle consomme. La matrice ΔS indique les produits issus des stocks qu'elle consomme ou les produits qu'elle ajoute aux stocks. La matrice W_V renseigne sur la production de déchets et la matrice W_U sur l'utilisation de déchets de cette activité. Enfin la matrice R indique la quantité de chaque ressource naturelle consommée et la matrice G donne les émissions dues à cette activité.

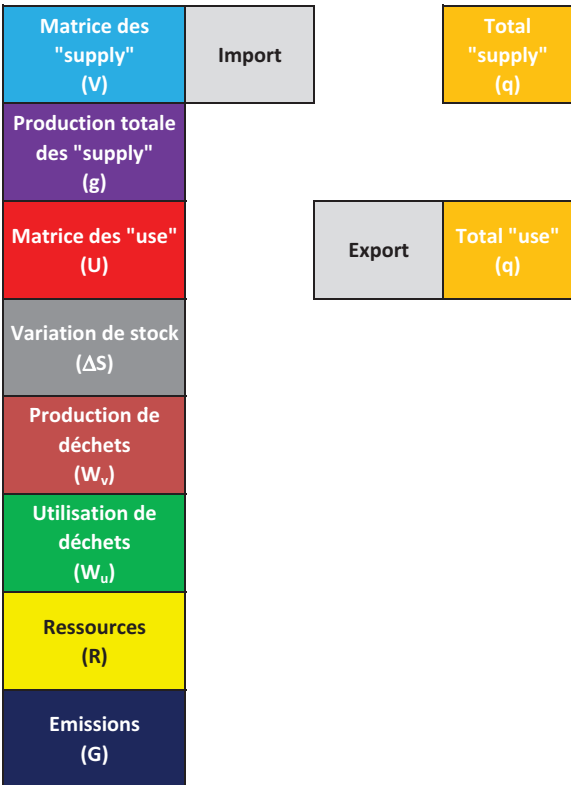


FIGURE 3.2 : Tableaux entrées-sorties physiques.

Au final, on doit pouvoir vérifier la conservation de la masse par activité (équation 3.1) ainsi que par produit (équation 3.2) :

$$V + W_V + \Delta S + G = U + R + W_U \quad (3.1)$$

$$V + Import = U + Export \quad (3.2)$$

avec :

- V : les fournitures (“supply”), c’est-à-dire ce que produisent les activités
- W_V : les déchets
- ΔS : la variation de stock (positif si ajout au stock, négatif si on puise dans le stock)
- G : les émissions
- U : les utilisations (“use”), c’est-à-dire les produits consommés par les activités
- R : les ressources primaires consommées
- W_U : l’utilisation de déchets (recyclage ou réemploi)
- $Import$: les importations
- $Export$: les exportations

3.2.2 Construction de la table du cuivre

Dans le cadre de Forwast, une table donnant la concentration moyenne en différents matériaux (aluminium, fibre de carbone, carbone des aliments (y compris le tabac), carbone du charbon, carbone du pétrole brut et du gaz naturel, carbonate de carbone, cuivre, fer, autres métaux, autres minéraux (y compris l’azote), oxygène (seulement dans les produits, mais pas dans H_2O), argile et terre, sable, graviers et pierres, eau) dans les catégories de produits avait été construite, mais n’avait pas été utilisée.

Pour cette étude, la concentration en cuivre a donc été utilisée de façon à convertir les tables en flux totaux en tables en flux de cuivre. Il est à noter qu’en l’absence d’autre information, il a été supposé que la concentration en cuivre dans les produits consommés par les activités était la même que la moyenne dans les produits : par exemple il a été mesuré qu’en moyenne, dans les produits de la catégorie “Machinery and equipment n.e.c.”, il y a environ

1 % de cuivre, ce qui a conduit à l'hypothèse que toute activité qui utilise des produits de la catégorie "Machinery and equipment n.e.c." consomme 1 % de ce flux sous forme de cuivre. Cette hypothèse est contestable car il est possible que certaines activités consomment seulement certains produits de cette catégorie ne contenant pas ou contenant beaucoup plus de cuivre que la moyenne, mais en première approximation cette hypothèse devrait permettre d'obtenir des résultats relativement proches de la réalité.

La table entrées-sorties du cuivre en France a donc été réalisée en gardant le découpage en 117 catégories, et la figure 3.3 représente une cartographie des flux les plus importants. Comme on peut le voir, la cartographie d'un tel système est assez complexe et pour des raisons de lisibilité il n'est pas possible de représenter la totalité des échanges.

Sur cette figure, les boîtes colorées représentent des produits, et les boîtes blanches des activités. Ainsi il est possible de constater que les principaux flux de cuivre se font autour de l'activité "copper after first processing" qui utilise du cuivre raffiné ("copper basic") pour le transformer en produits semi-finis ou produits finis (produit "copper after first processing"), qui peuvent être à nouveau transformés par cette même activité (transformation de produits semi-finis en produits finis) ou être dirigés vers des activités utilisant ces produits, principalement des équipements électriques et électroniques.

Ainsi, dans la mesure où l'on dispose de données assez précises sur les flux totaux et les concentrations de cuivre dans ces flux, la construction de la table d'une substance est aisée et rapide. Cela démontre la puissance de cette méthode de type "top-down". Cependant, il est à noter que l'incertitude des résultats est élevée à cause du manque de données entraînant les étapes de désagrégation et de l'évaluation de la concentration en substance. C'est pourquoi il a été décidé de comparer les résultats obtenus avec ceux d'une approche de type "bottom-up" : l'analyse des flux de substance.

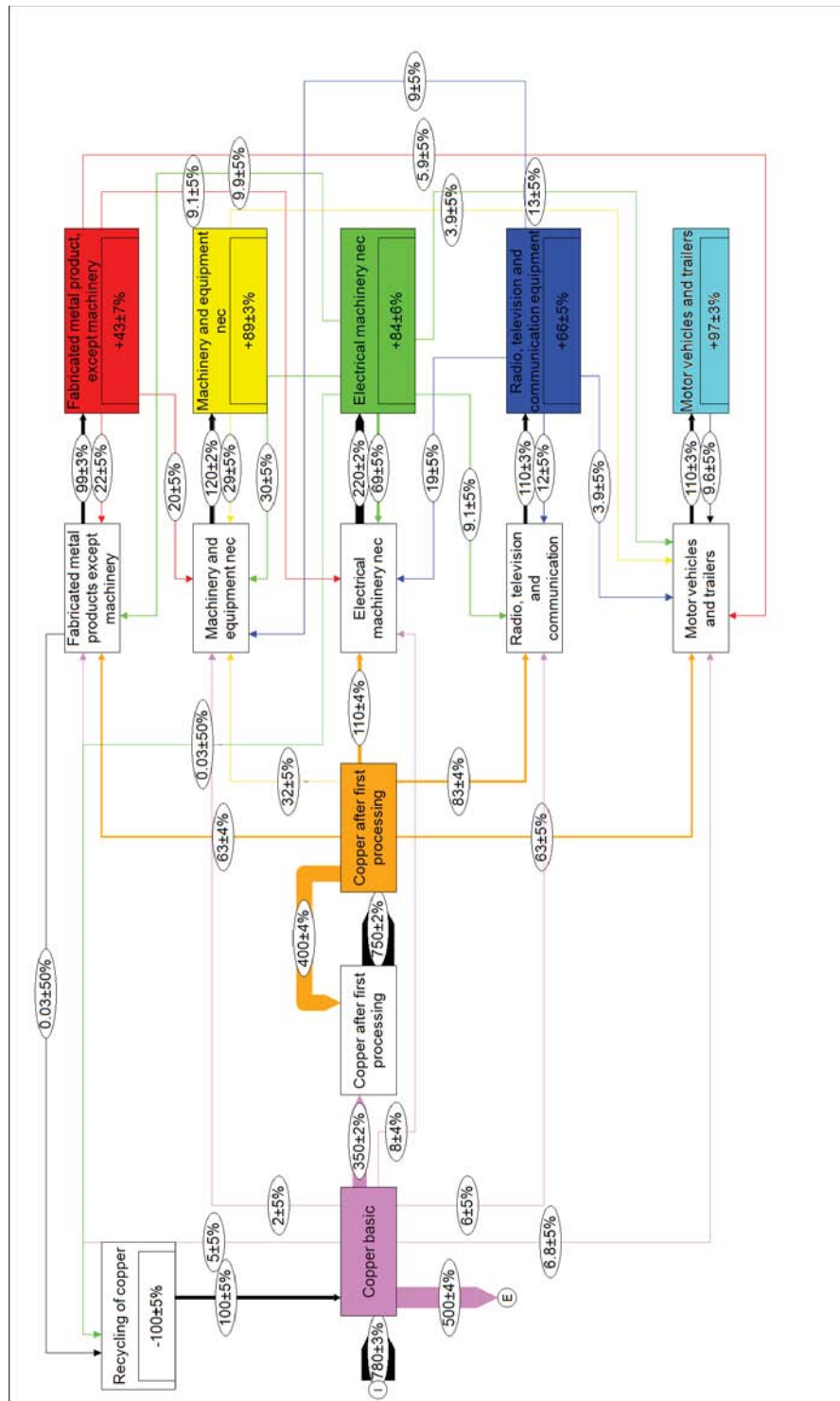


FIGURE 3.3 : Cartographie du cycle Français du cuivre pour l'année 2003, réalisée à l'aide du logiciel STAN (flux en Gg).

3.3 Analyse des flux de substance

Comme détaillé dans le chapitre 2, l'analyse des flux de matière (MFA) est l'analyse des flux de chaque courant d'un procédé, y compris l'extraction ou la récolte, la production, la consommation de matériaux, le recyclage et l'élimination des déchets. Cette analyse des flux est basée sur les comptes de flux en unité physiques (tonnes) qui quantifient les entrées et sorties d'un procédé. Les données impliquées peuvent être chimiques (C , CO_2 , etc.), des composants naturels ou techniques, ainsi que des matières premières (charbon, bois, etc.). La comptabilité de ces substances a un lien évident avec la comptabilité économique : la MFA couvre l'analyse des flux de matière dans un système économique.

L'analyse des flux de substance (SFA) est une sorte de MFA qui est utilisée lorsqu'une substance spécifique est étudiée (Ayres and Ayres, 2002), ce qui est le cas ici. Cet outil est ainsi communément utilisé dans l'industrie à l'échelle du procédé, parfois combinée à une analyse du cycle de vie (ACV) pour obtenir des données précises concernant les impacts sur l'environnement d'un procédé (Jeswani et al., 2010). Cependant, c'est également un outil puissant pour étudier le métabolisme industriel d'une substance (par exemple un métal) à une échelle régionale. L'intérêt de la SFA et de la MFA pour tracer le cycle de substances, comme décrit par Brunner and Rechberger (2004), a déjà été illustré par de nombreuses études.

En effet, différents travaux ont déjà été menés sur la mise en œuvre de la SFA pour répondre à la problématique de la gestion du cuivre, notamment dans le cadre du projet STAF (stock et flux) initialisé par le centre pour l'écologie industrielle à l'université de Yale : une étude à niveau macro a été conduite pour caractériser le cycle européen du cuivre et le sous-système de gestion des déchets (Bertram et al., 2002), ainsi qu'une étude sur les stocks et flux de cuivre en Asie par Kapur et al. (2003) en Chine, par Daigo et al. (2009) au Japon et par Tanimoto et al. (2010) au Brésil. Dans ces différents travaux, des méthodologies et outils ont été proposés pour réaliser et étudier des analyses des flux de matière. Enfin, une étude menée par Graedel et al. (2004) présente de nombreux cycles du cuivre, réalisés sur une base annuelle à différents niveaux d'unité gouvernementale : pays, région et planète. Ce travail était également réalisé dans le cadre du projet STAF et visait à donner une information globale

sur le cycle anthropogénique du cuivre. Ainsi, entre autre, le cycle français du cuivre a été réalisé et est disponible dans les informations complémentaires liées à cet article, les résultats sont analysés dans la section 3.5.

Ce travail vise à développer une méthodologie plus globale, basée sur l'application et la validation du modèle STAF appliqué au cycle français du cuivre pour les années 2000 à 2009, en portant une attention particulière à la réconciliation des données et au comportement dynamique du système. La méthode et la définition du système sont décrites dans la section 3.3.1, puis la section 3.4.1 présente comment a été conduite la collecte des données avec un niveau de précision significatif et la section 3.4.2 traite de la réconciliation des données. Enfin une attention particulière est portée sur les flux de déchets, qui peuvent être considérés comme une source de matériaux secondaires plutôt que comme une charge environnementale, comme décrit dans la section 3.4.1.5.

3.3.1 Frontières du système

Selon la définition de Brunner and Rechberger (2004), “La MFA est une analyse systémique des matériaux à l'intérieur d'un système défini dans le temps et dans l'espace”. En d'autres termes, la MFA donne des informations sur les flux massiques de matières à l'intérieur des frontières d'un système. Comme cette étude vise à évaluer le cycle français du cuivre, la définition spatiale est évidemment la France. En effet, sachant que les décisions sont généralement prises à l'échelle d'un pays, la SFA est appliquée à cette échelle. La frontière temporelle est fixée à une étude sur dix ans, afin de ne pas obtenir seulement une photographie à une période donnée mais d'obtenir également un aperçu de l'évolution du cycle sur le passé récent. Ainsi il est possible de prendre en compte l'évolution de l'addition de cuivre dans la technosphère, et cela peut être utile pour anticiper des scénarios de consommation dans un futur proche. En effet, en ce qui concerne le cuivre, l'évolution de la production, fabrication, utilisation et production de déchets a été très importante au cours du vingtième siècle. Cependant, avec l'augmentation de l'utilisation d'équipements électriques et électroniques, cette évolution a changé de façon importante depuis la fin du siècle dernier, ce qui justifie de mener l'étude sur une période de dix ans.

De plus, une étude a déjà été menée pour construire le cycle dynamique du cuivre en Amérique du Nord, qui donne une bonne compréhension de l'évolution du cycle du cuivre au cours du vingtième siècle dans cette partie du monde. Cependant, le manque de données, notamment concernant l'utilisation finale et le temps de résidence des produits finis dans la technosphère, mène à de nombreuses hypothèses de modélisation entraînant, selon les auteurs, d'assez importantes incertitudes dans les résultats (Spatari et al., 2005). De plus, cette étude montre que pour la plupart des flux (commerce, utilisation, stock), l'évolution a beaucoup varié de 1900 à 1995 puis a commencé à augmenter très rapidement avec l'industrialisation de la société et la consommation intensive des matières primaires. C'est pourquoi ce travail se concentre sur le passé récent : des données raisonnablement précises sont disponibles pour la plupart des flux depuis la fin du vingtième siècle et l'évolution des flux a connu une discontinuité à la fin du vingtième siècle qui ne permet pas d'utiliser les tendances passées dans un but de prédiction.

Le choix d'une si large surface pour la frontière spatiale entraîne des problèmes majeurs, chaque flux de matière contenant du cuivre devant être identifié et estimé. Cela signifie que l'intégralité du cycle du cuivre en France doit être considérée.

Au cours de son cycle de vie, un métal traverse généralement quatre étapes majeures : premièrement il est extrait et transformé en matériel raffiné, ensuite des produits semi-finis et finis sont manufacturés, puis les produits sont utilisés, et enfin ils deviennent des déchets qui doivent être gérés. La figure 3.4 présente les frontières du système du cycle de cuivre en France. Comme mentionné précédemment, une représentation similaire a été utilisée pour le modèle STAF¹.

La figure 3.4 montre chaque flux et stock de cuivre qui doivent être déterminés, y compris les importations et exportations, les pertes dans l'environnement en tant que déchets ou émissions, le recyclage, etc. L'objectif est de collecter autant de données que possible même si un système redondant est obtenu, comme expliqué dans la section 3.4.2.

1. Issu de *Ecological Economics*, Vol 42, T.E. Graedel, M. Bertram, K. Fuse, R.B. Gordon, R. Lifset, H. Rechberger, S. Spatari, *The contemporary European copper cycle: The characterization of technological copper cycles*, Pages No. 9-26, Copyright (2002), avec la permission d'Elsevier.

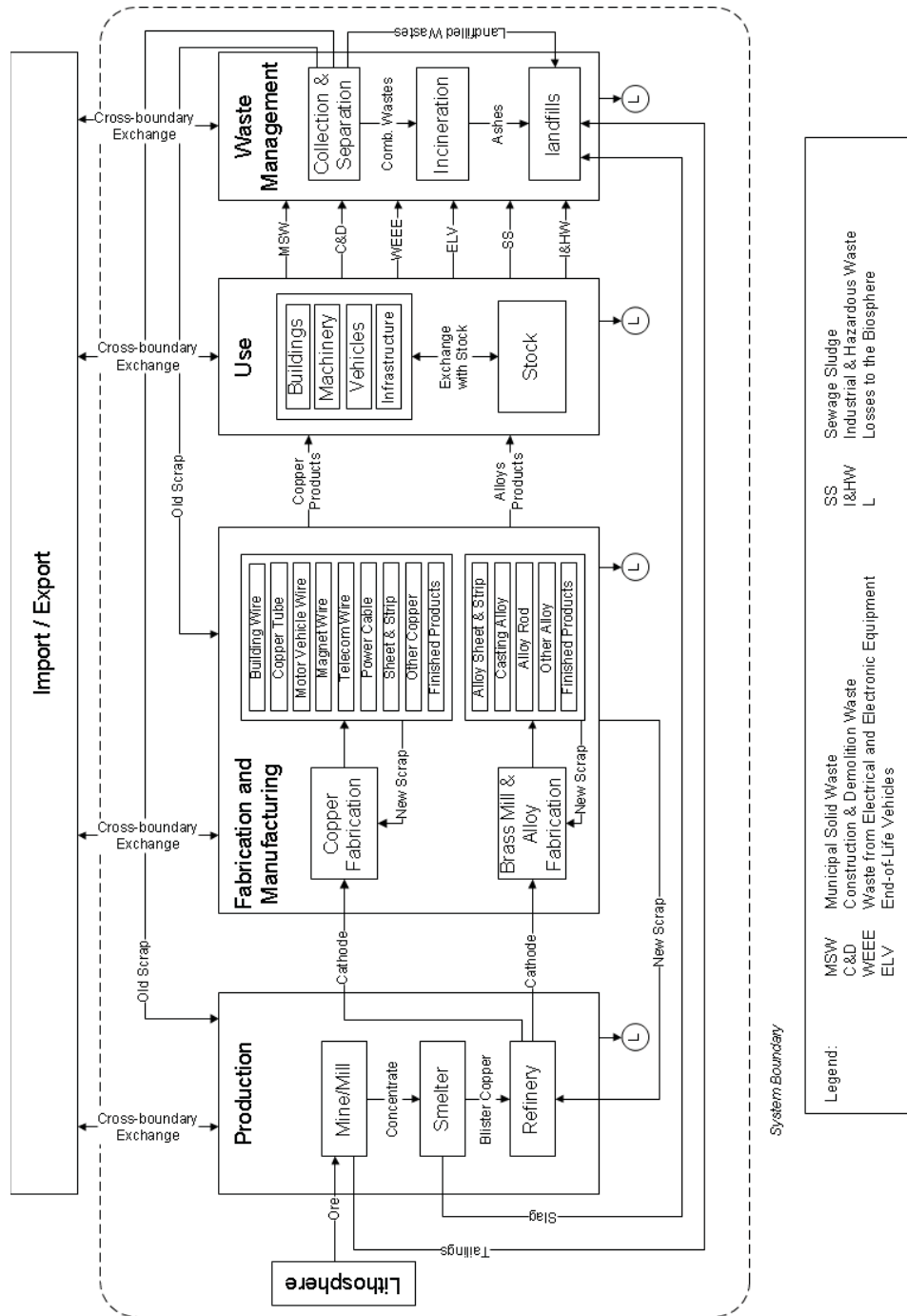


FIGURE 3.4 : Frontière du système du cycle de vie du cuivre en France (Graedel et al., 2002).

3.3.2 Estimation des flux et stocks

Le système étudié concerne uniquement les flux de matière, et le calcul des flux et des stocks est réalisé, basé sur le principe de la conservation de la matière (équation 3.3, avec I les importations, P la production, C la consommation, ΔS la variation de stock et E les exportations).

$$I + P = C + \Delta S + E \quad (3.3)$$

La détermination des flux est dans un premier temps réalisée en collectant des données dans les sources publiques, comme détaillé dans la section 3.4.1. Cependant, certaines données ne sont pas disponibles ou sont présentes dans différentes sources avec des valeurs légèrement différentes selon les sources. De plus, quand tous les flux concernant un procédé sont connus, la conservation de la masse peut ne pas être satisfaite. Cela peut être expliqué par le fait que les données ne sont pas précises, et malheureusement l'incertitude des valeurs est rarement donnée dans les différents rapports utilisés dans cette étude. De plus, en fonction des sources, les données doivent être agrégées ou désagrégées pour obtenir un niveau de précision similaire, ce qui peut également conduire à des incertitudes. Pour ces raisons, l'incertitude des données doit être évaluée et la satisfaction de la conservation de la masse mène à des problématiques de validation et de réconciliation, comme détaillé dans la section 3.4.2.

3.4 Collecte et réconciliation des données

Les étapes de collecte et de réconciliation des données sont fondamentales pour une telle analyse. Cependant, comme cela a déjà été mentionné, la méthode PIOT a été appliquée à partir de données obtenues dans le cadre d'une étude précédente Forwast (2012), c'est pourquoi il ne sera ici mentionné que de ce qui a été réalisé pour la SFA. En ce qui concerne la réconciliation des données, des travaux ont été menés dans le cadre du projet ESPEER (2012) par Hernandez Rodriguez et al. (2012) et Hernandez Rodriguez et al. (2012), que nous ne détaillons pas.

3.4.1 Collecte des données

Deux méthodes peuvent être utilisées pour quantifier les flux et stocks : l'identification de chaque flux via les données d'organisations ou d'entreprises (méthode “bottom-up” ou ascendante), ou l'identification des flux à des niveaux macro puis l'utilisation de ratio pour les allouer (méthode “top-down” ou descendante) (Tanimoto et al., 2010). La première méthode semble plus précise que la seconde et sera utilisée aussi souvent que possible. Cependant il doit être signalé que pour des raisons de manque de données, la seconde méthode a également été utilisée.

Ainsi, une collecte exhaustive a été conduite, impliquant différentes sources, en particulier le Groupe International d'Étude du Cuivre (ICSG, 2012) pour chaque flux lié aux étapes de production et fabrication, l'agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME, 2012a) pour les flux d'utilisation et de production de déchets, les données des douanes pour les importations et exportations et le Centre Interprofessionnel Technique d'Études de la Pollution Atmosphérique (CITEPA, 2012). Cependant, quelles que soient les sources, aucune information quantifiée concernant l'incertitude n'est donnée. Comme mentionné par Graedel et al. (2004), différentes approches alternatives existent pour analyser l'incertitude des données, mais aucune ne semble appropriée au cas des données du cycle du cuivre, à cause des différentes sources impliquées et/ou des calculs réalisés avec différents degrés d'incertitude. C'est pourquoi la même approche que celle de Graedel et al. (2004), basée sur la proposition de Moss et Schneider avec une échelle quantitative de niveaux de confiance de cinq points, a été adoptée. Ainsi, quand les données étaient disponibles directement dans l'une des sources fiables précédemment citées, le niveau de confiance était estimé “élevé” ($\pm 5 - 33$ %). Sinon, en fonction des sources et des calculs, le niveau de confiance était spécifié “médium” ($\pm 33 - 67$ %), “faible” ($\pm 67 - 95$ %) ou “très faible” ($> \pm 95$ %). Sachant que les données sont évaluées par mesures sur des échantillons ou via les déclarations d'entreprises, le niveau de confiance n'a jamais été estimé “très élevé” ($< \pm 5$ %).

3.4.1.1 Production

En France, il n'y a plus d'industrie d'extraction du cuivre : la dernière raffinerie de cuivre qui fonctionnait en France a été fermée en 1998 (SCF,

2012). Aujourd'hui, la France importe directement du cuivre raffiné ou des produits finis, de sorte que presque tous les flux de l'étape de production (transformation du cuivre primaire en cuivre raffiné) sont nuls (ICSG, 2010). Des flux marginaux d'importation et d'exportation de minerais existent, mais seulement à cause de quelques stocks existant et pour des raisons de marché. Ainsi, leur impact a été négligé dans cette étude.

3.4.1.2 Fabrication

A partir du cuivre raffiné importé (détaillés table 3.1) (ICSG, 2010), des produits semi-finis et finis sont fabriqués en France. Cependant, du cuivre raffiné est aussi exporté : comme il n'y a plus de production de cuivre raffiné en France, il s'agit probablement de cuivre importé au cours des années précédentes qui est exporté en fonction des opportunités du marché. Comme cela est présenté dans la table 3.2, la quantité de cuivre contenue dans les produits finis fabriqués en France augmente lentement depuis 2000 (Gie et al., 2010a).

TABLE 3.1 : *Importation et exportation de cuivre raffiné en France (kt).*

Année	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Import	590	560	580	580	590	520	510	430	430	270
Export	12	27	15	27	55	45	46	95	55	50

Source: ICSG (2010)

TABLE 3.2 : *Quantité de cuivre dans les produits finis fabriqués en France.*

Année	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Cuivre (kt)	610	530	500	460	470	430	440	430	390

Source: Gie et al. (2010a)

Il n'y a pas de données sur l'allocation de cuivre ou des produits à base de cuivre dans les différentes catégories de produits finis fabriqués en France. On suppose que les ratios d'allocation sont les mêmes que ceux d'utilisation (voir section 3.4.1.3).

3.4.1.3 Utilisations

Les débouchés du cuivre peuvent être divisés en sept catégories, dont l'importance est représentée sur la figure 3.5 (Gie et al., 2010a).

Les principaux produits contenant du cuivre (43 %) sont les équipements électriques, y compris les fils et câbles, à cause des très bonnes propriétés conductrices du cuivre. La deuxième source d'utilisation est le domaine du bâtiment (29 %), principalement à cause des câbles électriques mais le cuivre est aussi utilisé pour les toits, tuyaux et gouttières. La troisième source est pour les équipements de transports (12 %) : le cuivre peut notamment être trouvé dans les freins de voiture et dans les caténaires des trains. Ces trois débouchés comptent pour plus de 80 % de sources d'utilisation du cuivre. Le reste peut être partagé entre l'industrie mécanique, les équipements chimiques et métallurgiques et quelques autres utilisations mineures.

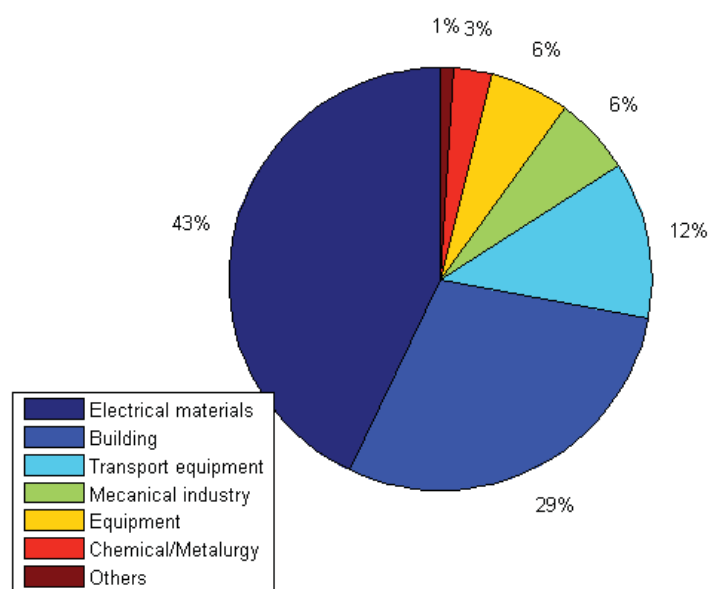


FIGURE 3.5 : Débouchés du cuivre (Gie et al., 2010a).

Certaines utilisations du cuivre sont dissipatives, mais la plupart des applications conservent le cuivre intact à l'intérieur des produits finis. Les émissions atmosphériques sont estimées chaque année par le CITEPA (2012) (environ 170 t/an depuis 2000) et sont principalement dues au transport (voir table 3.3). Concernant les émissions vers le sol et l'eau, l'E-PRTR (2012) enregistre les

données des installations industrielles dans les pays de l'union européenne (et de quelques autres pays européens), y compris les émissions industrielles de cuivre dans l'air, l'eau et le sol. N'ayant pas d'autres données pour les émissions vers l'eau, seules les émissions industrielles sont considérées, tandis que les émissions de l'agriculture et des élevages vers le sol (environ 4900 t/an) sont considérées en plus des émissions industrielles vers le sol (table 3.4).

TABLE 3.3 : *Sources de dissipation de cuivre en utilisation dans l'atmosphère en 2009.*

Sources de dissipation	Pourcentage
Transports routiers	52
Autres transports	35
Fabrication	8.0
Résidentiel / tertiaire	2.9
Transformation de l'énergie	1.6
Agriculture / Forêt	0,1

Source: CITEPA (2012)

TABLE 3.4 : *Émissions de cuivre vers l'air, l'eau et le sol (en t/an).*

Année	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Émissions atmosphériques	170	170	170	170	170	170	170	170	160	170
Émissions vers l'eau	1 900 ^e	1 900 ^e	1 900 ^e	13 000	45	61	45	57	38	61
Émissions vers le sol	35 ^e	35 ^e	35 ^e	0,86	0,75	3,7	0,59	63	97	76

e: données estimées (moyenne des années 2003-2009)

Sources: CITEPA (2012); E-PRTR (2012)

L'une des principales difficultés vient de l'estimation des importations et exportations dans la section des utilisations. Selon les données de douanes, de 2000 à 2009 (Eurostat, 2012), les quantités de biens importés et exportés en France sont restées à peu près stables et sont respectivement de l'ordre de 340 et 190 millions de tonnes. Parmi ces montants, la quantité de produits finis représente environ 30 % des importations en 2006 (contre 22 % en 1990) et 41 % des flux exportés (contre 36 % en 1990) (Jamet et al., 2009). De plus, le cuivre et les produits à base de cuivre représentent seulement environ 1,3 % des

importations en 2006 (contre 2,5 % en 1990), c'est-à-dire qu'environ 1 330 *kt* de produits à base de cuivre ont été importés en France en 2006. Cependant, il n'y a pas d'information sur la concentration en cuivre dans ces produits.

Par conséquent, pour avoir des données, les résultats de l'approche top-down ont été utilisés (voir section 3.2) : il a donc été estimé qu'environ 200 *kt* de cuivre ont été importées dans les produits finis en 2003 et 150 *kt* ont été exportées. En comparaison avec les données des douanes, cela correspondrait à une concentration en cuivre de 15 % dans les produits à base de cuivre importés, ce qui semble être un bon ordre de grandeur. Ces données ont donc été utilisées et supposées identiques de 2000 à 2009 avec une incertitude élevée, fixée à 67 %. En effet, comme mentionné au début de cette section, les approches descendantes sont moins précises que les approches ascendantes, et les données de concentration de cuivre dans chaque catégorie ne sont pas non plus très précises.

De plus, il faut souligner que ces valeurs ne prennent pas en compte les flux indirects, qui sont des flux mobilisés pour fabriquer un produit prêt à être importé ou exporté. Ces flux ne sont pas importés ou exportés physiquement mais ils contribuent aux impacts sur l'environnement et à la génération de déchets de cuivre dans la production de pays. Ainsi, les flux indirects totaux mobilisés à l'étranger pour l'importation d'1 *kg* de cuivre ou de produits à base de cuivre, estimés à 180 *kg* (Jamet et al., 2009), ne sont pas considérés dans cette étude.

3.4.1.4 Stocks en utilisation

Au cours des vingt dernières années, différentes études ont été conduites pour évaluer les stocks de cuivre dans la technosphère, à différents niveaux géographiques. Ces études utilisent généralement des données sur le nombre de produits mis sur le marché depuis 1900, et la quantité qui est toujours en utilisation est déterminée avec une durée de vie moyenne par catégorie de produit. Cependant, selon les hypothèses retenues pour la durée de vie des produits utilisés par les différents auteurs, les résultats peuvent être assez différents (Ayres et al., 2002). La table 3.5 présente les principaux résultats trouvés dans la littérature.

TABLE 3.5 : *Stock de cuivre en utilisation.*

Pays	Stock en utilisation	Référence
États-Unis	270 <i>kg/personne</i>	Zeltner et al. (1999)
États-Unis	225 <i>kg/personne</i>	Spatari et al. (2005)
Suède	140 - 170 <i>kg/personne</i>	Landner and Lindeström (1999)
Europe de l'ouest	190 <i>kg/personne</i>	Ruhrberg (2006)
Pays industrialisés	230 <i>kg/personne</i>	UNEP (2011)

Ces stocks ont évolué rapidement au cours du 20^{ème} siècle dans les pays industrialisés. Par exemple, selon l'UNEP (2011), les stocks de cuivre par personne aux États-Unis ont augmenté linéairement entre 1932 et 2002, passant d'environ 70 à 275 *kg/personne* en 2002, ce qui représente une croissance d'environ 3 *kg/(personne, an)*, alors que selon Ruhrberg (2006), le stock de cuivre en utilisation augmente de 5 *kg/(personne, an)* en Europe de l'ouest, et de 6 *kg/(personne, an)* selon Spatari et al. (2002). Comme il n'y a pas suffisamment de données pour conduire une étude plus détaillée pour les stocks en France, ces résultats ont été utilisés pour initialiser les stocks en utilisation à environ 170 ± 20 % *kg/personne* en 2000 et les additions au stock on été fixées à 5 ± 30 % *kg/(personne, an)*.

3.4.1.5 Gestion des déchets

Comme cela a été indiqué précédemment, une petite fraction des déchets de cuivre provient d'utilisations dissipatives et ne peut pas être collectée, par exemple les particules de cuivre dissipées issues des plaquettes de frein. Ainsi, les émissions totales issues des boîtes "utilisation" et "gestion des déchets" seront prises en compte pour les calculs mais cette question ne sera pas discutée en détails dans cette étude.

Des débris de cuivre sont produits aux différentes étapes du cycle du cuivre. Cependant, presque tous les débris produits au cours de l'étape de fabrication sont directement recyclés en tant que "nouveaux débris", de sorte que dans cette étude seuls les "vieux débris", qui sont les déchets contenant du cuivre issus des produits en fin de vie, seront considérés. La table 3.6 présente la quantité de débris de cuivre collectée en France de 2000 à 2008 (Gie et al., 2010b).

TABLE 3.6 : *Déchets de cuivre collectés en France de 2000 à 2008.*

Année	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Cuivre collecté (<i>kt</i>)	290	260	250	230	280	290	320	310	280

Source: [Gie et al. \(2010b\)](#)

Cependant, une connaissance plus détaillée des flux de déchets est nécessaire pour comprendre plus clairement la question des déchets. Ainsi, les flux de débris de cuivre sont regroupés en six catégories de déchets : les ordures ménagères (MSW), les déchets de la construction et de la démolition (C&D), les déchets des équipements électriques et électroniques (WEEE), les véhicules hors d'usage (ELV), les déchets industriels et dangereux (I&HW) et les boues d'épuration (SS). Chacune de ces catégories a une concentration en cuivre spécifique et un procédé de traitement adapté. Cet aspect est détaillé dans les paragraphes suivants.

3.4.1.5.1 Ordures ménagères

Selon le [Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie \(2012b\)](#), la production de MSW est d'environ $550 \text{ kg}/(\text{personne}, \text{an})$ en France. La table 3.7 présente les données disponibles de 2001 à 2008. Les données pour les années 2000 à 2009 ont été estimées respectivement à 26 et 32,8 *Mt* avec un écart-type de 20 %.

TABLE 3.7 : *Évolution de la production des ordures ménagères en France.*

Année	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
MSW (<i>kg/pers.an</i>)	440 ^e	480	500	500	510	520	530	540	540	530 ^e
Population (en millions d'habitants)	59	59	60	60	61	61	61	62	62	63
MSW (<i>Mt</i>)	28 ^e	29	30	31	32	32	33	34	34	33 ^e

^e: données estiméesSources: [Fangeat \(2009\)](#); [Bertram et al. \(2002\)](#)

De plus, selon une étude conduite par le BRGM (Bureau de Recherche Géologique et Minière) pour l'ADEME, la concentration en cuivre dans les ordures ménagères résiduelles (RMSW) était d'environ 56 mg/kg (0,0056 %)

en 2007, contre 1048 mg/kg (0,1048 %) en 1993 (Fangeat, 2009). Pour l'année 1993, le flux de MSW peut être considéré égal au flux de RMSW car la collecte sélective n'était que sporadiquement appliquée, alors qu'en 2007, les déchets de la collecte sélective doivent également être pris en compte. En considérant les flux de la collecte sélective donnés par le SINOE (2013) et la concentration en cuivre dans chaque flux déterminée dans l'étude du BRGM déjà mentionnée, la concentration en cuivre dans les MSW en 2007 peut être estimée à environ 65 mg/kg . De plus, selon Bertram et al. (2002), la concentration en cuivre dans les MSW en Europe en 1994 était comprise entre 0,04 et 0,06 %. N'ayant pas de données plus précises, le flux de cuivre sera considéré décroissant linéairement de 0,06 % en 2000 à 0,0065 % en 2007 et égal à 0,0065 % après 2007 avec un écart-type de 10 %. Cette concentration en cuivre peut sembler très faible et la diminution entre 2000 et 2007 très rapide, mais la collecte sélective en France a fait des progrès significatifs au cours des dernières années, notamment en ce qui concerne les petits équipements électriques et électroniques qui contiennent la plupart du cuivre trouvé dans les MSW.

3.4.1.5.2 Déchets de la construction et de la démolition

Il y a un important manque de données liées aux déchets de la construction et de la démolition. Une étude de Vernus and de Cazenove (2011) présente les rares données disponibles sur les déchets de la construction, et des données sur les flux totaux de C&D existent pour les années 2006 et 2008 (Ghewy and Trégouët, 2010) et pour 2004 (Crosnier et al., 2007); ces données sont récapitulées dans la table 3.8.

TABLE 3.8 : *Déchets de la construction et de la démolition en France (Mt).*

Année	1994	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Cons.	24	31					48				38	
GC							300				210	
C&D	160 ^e	210 ^e	240 ^e	270 ^e	290 ^e	320 ^e	340	350 ^e	360	300 ^e	250	300 ^e
C&D ^{ex}	29	38	43	49	52	58	61	63	65	54	45	54

Légende : ^e : données estimées - Cons. : construction - GC : Génie Civil

ex : excluant les matériaux d'excavation

Sources : Vernus and de Cazenove (2011); Ghewy and Trégouët (2010); Crosnier et al. (2007)

Les données manquantes de 2000 à 2009 ont été estimées selon ces données avec une incertitude fixée à 20 % et en considérant que le bâtiment représente environ 15 % de ces déchets, comme c'était le cas en 2004 et 2008. De plus, selon une étude de la commission européenne (Monier et al., 2011), le taux de recyclage des C&D est actuellement d'environ 45 % en France, mais il doit être augmenté pour atteindre la cible de 70 % fixée par la directive cadre des déchets². Cependant, ce taux de recyclage ne concerne que 18 % du flux de déchets, car 82 % des déchets de C&D sont du matériel d'excavation, qui ne sont pas inclus dans la définition des déchets C&D pour la cible de 70 %. De plus, selon Bertram et al. (2002), la concentration en cuivre dans les déchets C&D (excluant le matériel d'excavation) en Europe en 1994 était comprise entre 0,05 et 1 % et sera donc estimée à $(0,07 \pm 0,05)$ %.

3.4.1.5.3 Déchets des équipements électriques et électroniques

De même que pour les déchets de C&D, peu de données précises existent sur le gisement de WEEE. Selon Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (2012a), le gisement de WEEE est compris entre 16 et 20 $kg/(pers., an)$, c'est-à-dire environ 1 130 kt en 2005, et le flux de WEEE augmente de 2 à 3 % par an. Cependant, selon un rapport réalisé pour le SYTCOM (syndicat intercommunal pour le traitement des déchets ménagers) de Paris (Longueville et al., 2007), le flux de WEEE peut être estimé à 1 500 kt en 2000, et selon l'ADEME (Gie et al., 2010b), le gisement de WEEE peut être estimé égal à la quantité d'EEE mise sur le marché (table 3.9) et représente environ 5 % du flux de MSW.

Comme la quantité d'EEE mise sur le marché n'est connue que depuis 2006, le flux de WEEE a été estimé à partir du flux de MSW pour les années 2001 à 2005. La quantité de WEEE collectés sélectivement est rapportée par l'ADEME (Labouze et al., 2010), et même si elle a augmenté significativement depuis la directive WEEE de 2005, elle ne représentait qu'environ 25 % du gisement en 2009 (Labouze et al., 2010). L'incertitude a été estimée à 20 % de 2000 à 2005 et à 10 % de 2006 à 2009.

2. ou Directive 2008/98/EC du Parlement Européen et du Conseil du 19 Novembre 2008 sur les déchets et abrogeant certaines Directives

TABLE 3.9 : *EEE mis sur le marché, gisement de WEEE et quantité de WEEE collectés sélectivement en France.*

Année	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
EEE (<i>kt</i>)	na	na	na	na	na	na	1,5	1,6	1,7	1,5
Gisement (<i>Mt</i>)	1.5 ^e	1.5 ^e	1.5 ^e	1.5 ^e	1.6 ^e	1.6 ^e	1.5 ^e	1.6 ^e	1.7 ^e	1.5 ^e
Collecte WEEE (<i>kt</i>)	0 ^e	0 ^e	0 ^e	0 ^e	0 ^e	5 ^e	20	170	300	390

Légende : *e* : données estimées - na : non disponible

Sources : Longueville et al. (2007); Gie et al. (2010b); Labouze et al. (2010)

De plus, selon l'Institut Européen du Cuivre (ECI, 2012), la concentration en cuivre dans les WEEE varie de 5 à 20 %. La concentration retenue est 13 ± 7 %, comme estimé par Bertram et al. (2002).

3.4.1.5.4 Véhicules hors d'usage

L'ADEME a créé l'observatoire du secteur des véhicules hors d'usage en 2005. Un rapport est publié chaque année sur l'état de l'art du secteur : le gisement, le traitement, le recyclage, etc. Les données sont présentées dans la table 3.10.

TABLE 3.10 : *Gisement de véhicules hors d'usage en France.*

Année	2006	2007	2008	2009
ELV (<i>kt</i>)	1 800	1 600	1 700	1 900

Sources: ADEME (2012c)

En outre, depuis 2000, le gisement est estimé être en moyenne de 1300 *kt*/an par les industriels du secteur, et d'environ 1 800 *kt*/an par l'ADEME. Une valeur intermédiaire de 1 600 *kt*/an est utilisée pour cette étude pour les années 2000 à 2005 avec une incertitude de 20 %, contre 10 % de 2006 à 2009.

De plus, la concentration en cuivre dans les véhicules peut être estimée à 2.5 ± 1 % (ECI, 2012). Cependant, cette concentration est susceptible d'augmenter dans un futur proche, entre autre avec le développement des véhicules électriques.

3.4.1.5.5 Déchets industriels et dangereux

Il est difficile d'estimer la quantité de déchets industriels et dangereux en France. Selon l'ADEME (2012b), la quantité de déchets industriels ordinaires est d'environ 95 Mt, constitués essentiellement de bois (40 %), papier et carton (16 %) et métaux (14 %). Par ailleurs, le flux de déchets dangereux ne représente qu'environ 7 Mt. La concentration en cuivre dans cette catégorie de déchets est très faible, environ $(0,02 \pm 0,02)$ % selon Bertram et al. (2002). En l'absence d'autres informations, ce flux est supposé constant de 2000 à 2009 : $102 \pm 30,6$ Mt. Une incertitude de 30 % a été adoptée à cause de l'importance de cette hypothèse.

3.4.1.5.6 Boues d'épuration

La production de boues d'épuration (SS) en France est donnée par le ministère du développement durable de 2003 à 2007 (Bureau de la Lutte contre les Pollutions Domestiques et Industrielles, 2009) (table 3.11). Les autres données sont estimées à partir de l'évolution de 2003 à 2007. Une incertitude de 20 % est considérée pour toutes les années.

De plus, la concentration de cuivre dans les SS peut être estimée à environ $(0,037 \pm 0,015)$ % (Bertram et al., 2002).

TABLE 3.11 : Production de boues d'épuration en France.

Année	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
SS (kt)	860 ^e	900 ^e	910 ^e	950	990	1 000	1 000	1 100	1 200 ^e	1 300 ^e

e: données estimées

Sources: Bureau de la Lutte contre les Pollutions Domestiques et Industrielles (2009)

3.4.1.5.7 Résultats sur la gestion des déchets

Comme détaillé précédemment, la concentration de cuivre dans les déchets a été évaluée pour chacune des six catégories de déchets. La table 3.12 présente un résumé des valeurs relatives à 2007 : les concentrations moyennes en cuivre ont été utilisées pour estimer l'incertitude des concentration de cuivre adoptées.

En utilisant ces concentrations et les flux de déchets donnés précédemment, les flux de débris de cuivre de chaque année ont été calculés. Les résultats sont présentés dans la figure 3.6 (aucune réconciliation n'a été conduite à ce stade).

TABLE 3.12 : *Concentration en cuivre dans les déchets.*

Categorie	Concentration en cuivre moyenne (%)	Concentration en cuivre retenue pour 2007 (%)	Source
MSW	[0 ; 0,06]	0,0065	Fangeat (2009)
C&D	[0,05 ; 1]	0,07	Bertram et al. (2002)
WEEE	[5 ; 20]	13	ECI (2012)
ELV	[2 ; 3.5]	2,5	ECI (2012)
I&HW	[0,01 ; 0,08]	0,02	Bertram et al. (2002)
SS	[0,02 ; 0,04]	0,037	Bertram et al. (2002)

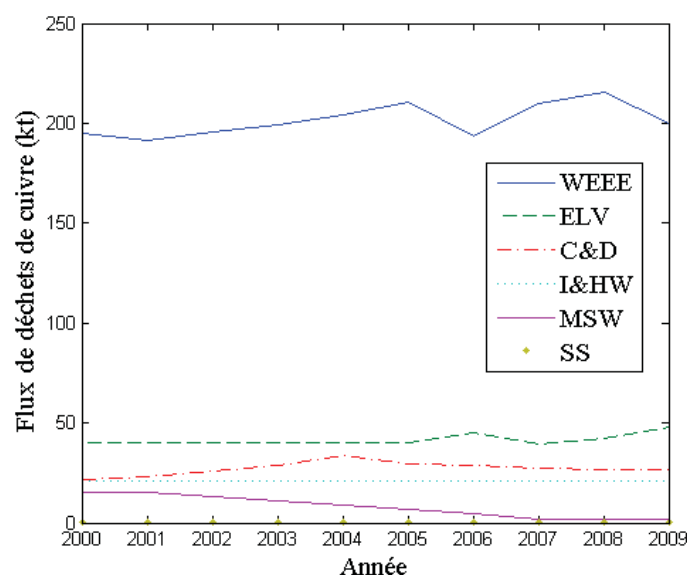


FIGURE 3.6 : *Évolution des flux de déchets de cuivre dans les différents types de déchets de 2000 à 2009.*

La quantité totale de déchets de cuivre produite a été calculée et comparée avec les estimations de déchets collectés. La figure 3.7 montre que les résultats sont cohérents, même si en 2002 et 2003 la quantité de déchets collectés semble très faible. En 2006 et 2007, on a collecté plus de déchets qu'on en a produit : on peut supposer qu'il s'agit de déchets produits les années précédentes.

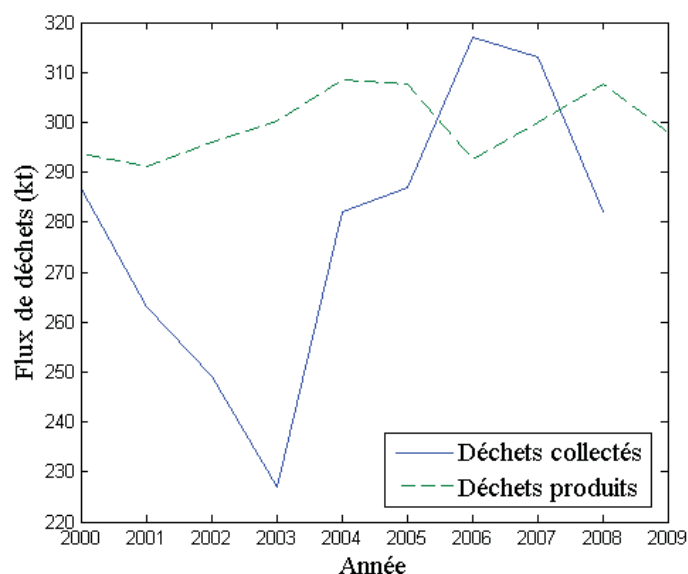


FIGURE 3.7 : Comparaison entre la quantité de déchets de cuivre collectés et produits.

3.4.2 Réconciliation de données

En ce qui concerne la réconciliation de données, deux cas doivent être pris en compte : soit le système est redondant, c'est-à-dire qu'il y a moins d'inconnues que d'équations, soit le système n'est pas redondant. Si le système est redondant, l'objectif de la réconciliation est de satisfaire la conservation de la masse. Dans cette étude, vu que les données proviennent de différentes sources, la conservation de la masse est rarement vérifiée et une étape de réconciliation est nécessaire pour parvenir à la satisfaire. Si le système n'est pas redondant, il peut être observable ou non. Le système est observable lorsque des valeurs non-mesurées (ou manquantes) peuvent être estimées à partir de valeurs connues et/ou de contraintes sur le procédé (par exemple la conservation de la masse). Pour un système observable, la réconciliation vise à calculer les valeurs inconnues et l'écart type. Pour un système non observable, la réconciliation de données ne peut pas être conduite.

3.4.3 Calculs

Les étapes de validation et réconciliation des données sont réalisées à l'aide du logiciel STAN (acronyme pour subSTance flow ANalysis) (Cencic and Rechberger, 2008). STAN est un logiciel libre qui aide à réaliser des analyses des flux de matière ou de substance selon le standard Autrichien ÖNorm S 2096 (analyse des flux de matière - application à la gestion des déchets) (Cencic and Rechberger, 2008). Ce logiciel réalise la réconciliation de données comme décrit dans la section 3.4.3.2 avec des modules de calcul, et aide à détecter les grosses erreurs. Cette bibliothèque permet de dessiner une carte du cycle du cuivre et de donner les valeurs de flux et incertitudes pour des périodes successives (dans cette étude, la période est un an). Ensuite, les flux redondants et manquants sont calculés avec sa méthode intégrée de réconciliation, où l'incertitude est considérée comme distribuée normalement, et STAN réalise la réconciliation de données en utilisant une méthode de propagation des erreurs, basée sur la méthode classique des moindres carrés.

3.4.3.1 Méthode des moindres carrés - cas général

Généralement, la méthode des moindres carrés est utilisée pour faire correspondre les données expérimentales à un modèle mathématique qui décrit ces données. Dans la plupart des cas, le modèle théorique est une famille de fonction et l'application de la méthode des moindres carrés vise à sélectionner la fonction qui reproduit au mieux les données expérimentales. Une valeur réconciliée ($y^* \pm \sigma^*$) respectant le modèle mathématique sélectionné est ainsi déterminée à partir des valeurs mesurées ($y_i \pm \sigma_i$) (i étant l'indice d'une mesure, N le nombre total) en minimisant χ_1^2 dans l'équation 3.4 : la différence entre les valeurs mesurées et les valeurs réconciliées, pondérées par l'écart-type (pour prendre en compte les différentes incertitudes).

$$\min(\chi_1^2) = \min\left(\sum_{i=1}^N \left(\frac{y_i - y^*}{\sigma_i}\right)^2\right) \quad (3.4)$$

Ensuite, l'écart-type réconcilié, σ^* , est déterminé avec l'équation 3.5 :

$$\sigma^* = \sqrt{\sum_{i=1}^N \sigma_i^2} \quad (3.5)$$

3.4.3.2 Méthode des moindres carrés adaptée au problème de la SFA

Dans les études de SFA, il n'y a qu'une valeur "mesurée" pour chaque flux i : la donnée collectée appelée y_i , et le modèle mathématique qui doit être respecté est la conservation de la matière (voir section 3.3.2) : $\sum_{i=1}^N (\lambda \cdot y_i) = 0$ avec $\lambda = 1$ si le flux est une entrée et $\lambda = -1$ si le flux est une sortie (dans cette équation les ajouts aux stocks sont considérés comme des flux sortants) (Narasimhan and Jordache, 2000). Ainsi, pour déterminer la valeur réconciliée de chaque valeur y_i^* de chaque flux i , STAN utilise la formule présentée dans l'équation (3.6) : tous les y_i^* sont obtenus simultanément.

$$\min(\chi_2^2) = \min\left(\sum_{i=1}^N \left(\frac{y_i - y_i^*}{\sigma_i}\right)^2\right) \quad (3.6)$$

La réconciliation de l'écart-type est plus complexe et la propagation des erreurs doit être prise en compte. En effet, selon la modélisation du logiciel STAN, l'écart-type d'un flux dépend de l'écart-type de tous les autres flux et est calculé selon la somme pondérée présentée dans l'équation 3.7, avec Y le flux dont l'écart-type est réconcilié, et X_i les autres flux. Cette problématique traite de la propagation des erreurs (Narasimhan and Jordache, 2000) et ne sera pas étudiée plus en détails dans cette étude.

$$\sigma_y^2 \approx \left(\frac{\partial Y}{\partial X_1}\right)_{\bar{X}_1, \bar{X}_2}^2 \cdot \sigma_{x_1}^2 + \left(\frac{\partial Y}{\partial X_2}\right)_{\bar{X}_1, \bar{X}_2}^2 \cdot \sigma_{x_2}^2 + \dots \quad (3.7)$$

Il est à noter que l'hypothèse classique de distribution normale de l'incertitude est nécessaire car il n'y a pas d'autres méthodes générales pour réaliser une réconciliation dans l'hypothèse de la normalité. Cependant, dans beaucoup de cas réels, la distribution de l'incertitude est plus probablement trapézoïdale et un modèle de réconciliation spécifique devrait être mis en œuvre : il s'agit d'un problème important qui ne sera néanmoins pas traité dans cette étude.

3.5 Résultats de l'analyse des flux de substance

En utilisant les flux déterminés dans les sections précédentes, la SFA dynamique du cuivre en France a été réalisée de 2000 à 2009 avec le logiciel STAN, à l'aide du module de calcul *Kelly 2011*. La figure 3.8 présente une prise d'écran d'un résultat typique (pour l'année 2003) : chaque boîte représente une étape de la chaîne du cuivre (production, fabrication, utilisation et

gestion des déchets), les flux avec un “I” entouré représentent les importations, les flux avec un “E” entouré, les exportations, les flux avec un “L” entouré, les pertes dans l’environnement et le flux “Old Scrap” (ou “vieux débris”) représente le recyclage. Les nombres au-dessus des flèches donnent la valeur des flux en gigagramme (*Gg*) et l’incertitude est exprimée sous forme de pourcentage. Il est à noter que chaque boîte contient un sous-système avec des données plus détaillées (distinction entre le cuivre et les alliages, choix du traitement en fonction du type de déchet, etc.). La variation des stocks dans la boîte “Waste Management” (ou “gestion des déchets”) représente la quantité de débris de cuivre et d’alliages qui est enfouie.

En premier lieu, il est possible d’observer qu’il n’y a quasiment pas de flux à l’étape de production pour le cycle français du cuivre : il n’y a pas d’industrie de première transformation du cuivre en France et la fabrication des produits est réalisée à partir de cuivre raffiné ou de semi-produits importés.

Une seconde observation est que la plupart des débris de cuivre sont exportés, alors que le cuivre secondaire n’est pas très utilisé en France : de 2000 à 2009, le taux d’utilisation de cuivre secondaire dans la matière première était en moyenne de 25 % (Gie et al., 2010a), ce qui est faible en comparaison de la moyenne des pays européens qui est d’environ 40 % (Gie et al., 2010b). De plus, même si cela ne peut pas être observé sur la figure 3.8, l’étude a montré que presque tout le cuivre recyclé en France provient des débris importés ayant une haute teneur en cuivre, alors que la plupart du cuivre collecté, qui a une teneur moyenne de cuivre assez faible, est exporté (Gie et al., 2010c). Cela peut être expliqué par le manque d’industrie de première transformation : il n’y a pas en France les équipements ni l’infrastructure pour raffiner du cuivre, ni d’industrie de transformation des débris à faible teneur en cuivre raffiné.

Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus par Graedel et al. (2004) pour l’année 1994 : à l’exception de l’étape de production (car des cathodes de cuivre étaient encore produites en 1994), des tendances similaires sont observées avec une importante importation nette de cuivre raffiné et une exportation nette de produits semi-finis. En ce qui concerne la gestion des déchets, la production, le recyclage et les importations nettes de débris ont augmenté, alors que l’enfouissement a légèrement diminué. La figure 3.9 résume ces informations, avec les résultats obtenus pour l’année 2003 dans cette étude comparés avec ceux de 1994 de Graedel et al. (entre parenthèses).

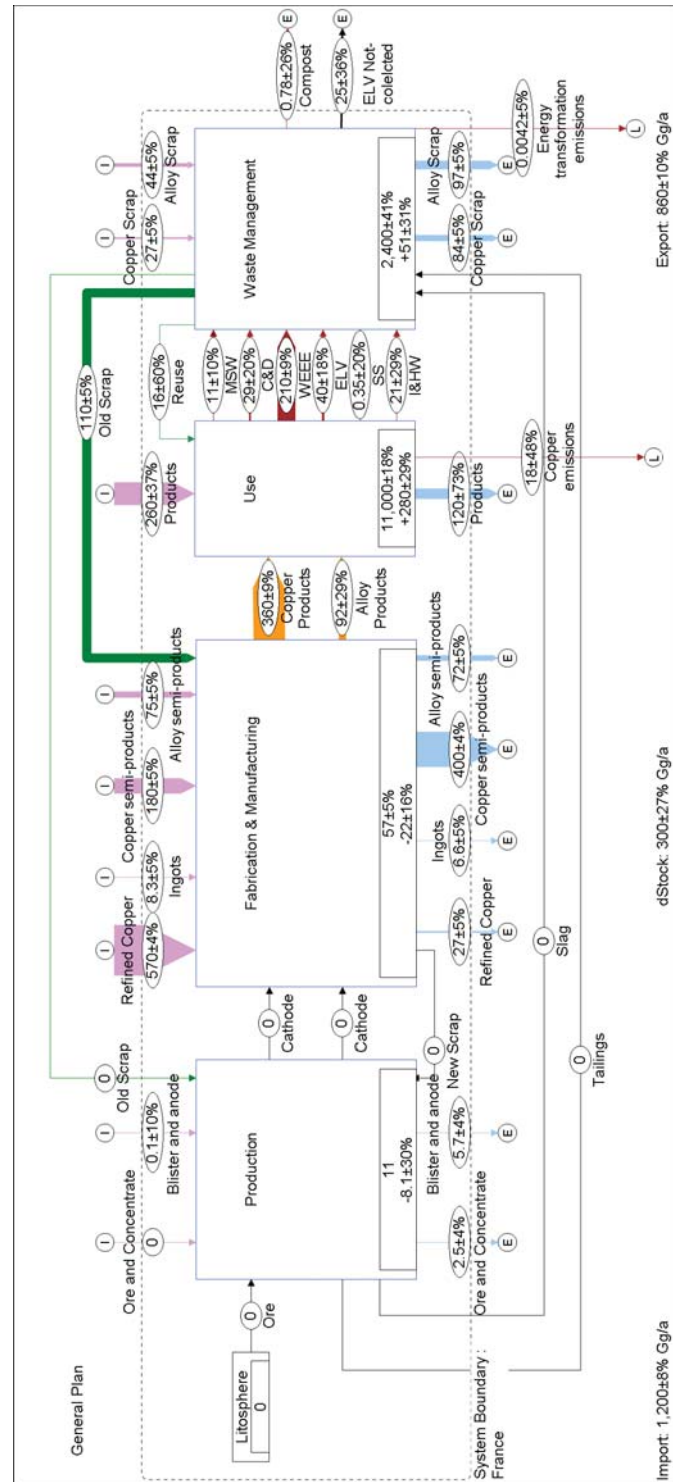


FIGURE 3.8 : MFA de la France (flux en Gg) - année 2003 (A cause des approximations à deux chiffres significatifs la conservation de la masse semble ne pas être respectée, mais elle est respectée dans le calcul détaillé).

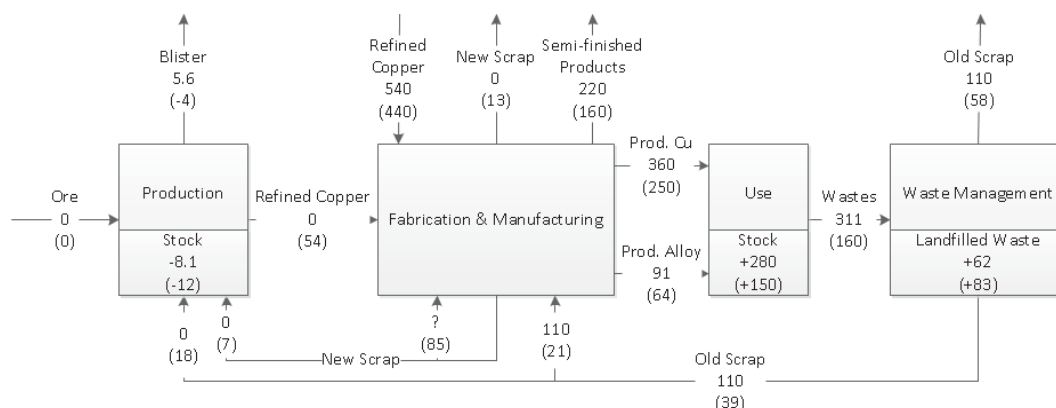


FIGURE 3.9 : Résultats synthétisés de cette étude, comparés avec ceux de Graedel et al. (2004) entre parenthèses (valeurs en Gg).

La figure 3.10 montre les évolutions de la production totale de cuivre et d'alliages, de l'addition aux stocks, des importations et exportations de déchets, de la production et du recyclage, et des émissions de cuivre dans l'environnement en France de 2000 à 2009, exprimées en kilotonnes.

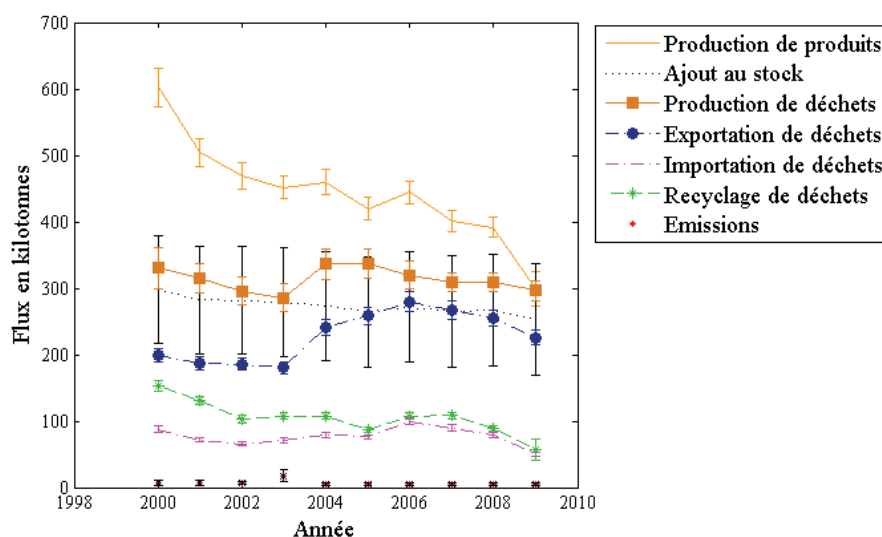


FIGURE 3.10 : Évolution des flux de cuivre en kilotonnes avec l'écart-type.

Il est possible d'observer que la production et le recyclage ont diminué tandis que l'exportation de déchets a augmenté et que la production de déchets

est à peu près stable. Il est également à souligner que les flux d'importation de cuivre et de recyclage sont étroitement liés, ce qui est expliqué par le fait que la plupart du cuivre recyclé l'est à partir de débris importés. De plus, la quantité de cuivre ajouté aux stocks est à peu près stable sur cette période. Ce comportement est dû au fait que la durée de vie du cuivre dans la technosphère est assez longue et que la consommation en France a désormais atteint un état stable : le cuivre qui a été accumulé dans la technosphère comme stock dans le compartiment des utilisations au cours des cinquante dernières années entre maintenant dans la phase déchet de son cycle de vie, ce qui explique pourquoi le flux de débris est stable alors que les flux d'importation, d'exportation et de production décroissent. Enfin, les émissions de cuivre sont négligeables en comparaison des autres flux : ils ne peuvent pas être considérés comme une source de récupération de matière. Il est tout de même important de quantifier leurs impacts sur l'environnement, en réalisant par exemple une analyse du cycle de vie (LCA).

Dans la figure 3.10, l'écart-type de chaque valeur tracée est reporté. Cette information permet d'identifier les items les plus sensibles. Le plus sensible est donc l'addition aux stocks, suivi par la fabrication de produits, puis par la production de déchets et enfin par l'exportation de déchets. L'importation de déchets, le recyclage et les émissions ne présentent pas de sensibilité significative.

En regardant plus précisément les flux de débris, il est possible de comparer les résultats avec ceux d'autres études. La figure 3.11 montre la distribution du cuivre dans les différents types de déchets en France de 2000 à 2009 ainsi que dans d'autres régions (Tanimoto et al., 2010; Bertram et al., 2002; Kapur et al., 2003; Vexler et al., 2004; van Beers et al., 2003) en comparaison avec la situation française de 2005. La réconciliation de données permet une interprétation plus facile des résultats obtenus dans cette étude grâce à une incertitude moins importante. Par conséquent, il peut être observé que les proportions sont à peu près stables en France, à l'exception du courant des MSW où il y a une diminution importante. En effet, le taux de cuivre contenu dans les MSW est très faible comparé avec les autres régions, notamment pour les dernières années, alors qu'il est parmi les plus élevés pour les WEEE. Cela peut être expliqué par l'efficacité de la collecte sélective en France. En ce qui concerne les autres types de déchets, la France a une position intermédiaire.

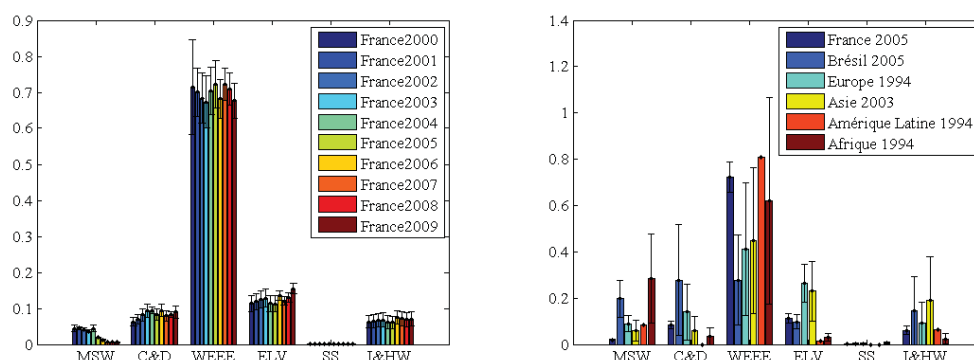


FIGURE 3.11 : *Distribution du cuivre dans les différents flux de déchets, avec l'incertitude lorsqu'elle est disponible. À gauche : en France ; à droite : France comparée à d'autres régions (Tanimoto et al. (2010); Bertram et al. (2002); Kapur et al. (2003); Vexler et al. (2004); van Beers et al. (2003); propres données) .*

3.6 Comparaison des résultats des méthodes SFA et PIOT

Le tableau 3.13 présente la comparaison entre les principaux flux déterminés à partir de l'utilisation des PIOT et à partir de la SFA pour l'année 2003.

TABLE 3.13 : *Résultats de la SFA et des PIOT pour l'année 2003 en France.*

	MFA <i>Gg/an</i>	PIOT <i>Gg/an</i>	Ecart
Importation	1161,18	1135	2 %
Exportation	814,65	723	11 %
Production	452,26	820	−81 %
Déchets	283,54	314	−11 %
Ajout au stock	282,03	-	-
Émissions	17,86	$16,1 \cdot 10^{-3}$	100 %

On constate que les écarts les plus importants concernent la production et les émissions. En ce qui concerne les émissions, la différence importante peut être expliquée par le fait que dans le modèle Forwast, seules les émissions dans l'air sont non-nulles. Par contre, la production obtenue avec les PIOT est presque deux fois plus importante. Cela s'explique par le fait que la production

a été calculée en considérant tous les flux de catégories contenant des produits finis dans la table des “supply”, alors qu’en réalité une partie non négligeable de ses flux est réutilisée en tant que produit intermédiaire, ce qui peut se voir en regardant la consommation de ces produits dans la table des “use”. Par exemple, on peut lire dans la table des supply que l’activité 68 (Electrical machinery n.e.c.) produit 291 *Gg* de cuivre dans les produits 68, et dans la table des “use” on peut voir que cette même activité utilise 65 *Gg* de produits 68. Dans la comptabilité PIOT il est ainsi difficile de déterminer les flux de produits finis et de les distinguer par rapport aux flux de produits intermédiaires, alors qu’avec la méthode MFA il est assez aisé de retrouver les flux de produits finis mais il est difficile de trouver des informations sur les flux intermédiaires.

3.7 Conclusion

L’application de ces deux méthodes confirme les conclusions indiquées dans la littérature : les tables entrées-sorties permettent d’obtenir une représentation des flux avec un lien fort avec la comptabilité monétaire. Il est rapide et facile de passer de la table des flux totaux à une table pour une substance. Cependant, la construction de ces tables peut s’avérer longue, notamment si un travail sérieux est conduit pour fiabiliser au maximum les coefficients de désagrégation et ainsi réduire les incertitudes. la lecture des tables donne une bonne connaissance des consommations intermédiaires et dans le cas de la raréfaction d’une ressource elle permet de mettre en évidence les compétitions possibles entre secteur pour l’approvisionnement.

En ce qui concerne la SFA, la représentation des flux à l’échelle des pays est claire et facile à comprendre et exploiter. La collecte des données peut cependant être très longue, voire, en fonction des pays, quasi impossible. En effet il est aujourd’hui plus facile d’obtenir des données monétaires que physiques. Il est d’ailleurs à noter que, dans la SFA, il a été nécessaire de s’appuyer sur les résultats des PIOT pour évaluer les importations et exportations de produits finis. Pour l’application à la France, cette méthode donne toutefois des résultats plus fiables que les PIOT car de nombreuses données sont disponibles. Ce chapitre a notamment illustré comment le couplage SFA et réconciliation de données peut donner des informations relativement fiables sur la situation d’une ressource spécifique à l’échelle d’un pays. En effet, les données statis-

tiques issues d'organismes institutionnels et d'industries sont souvent différentes les unes des autres, et l'utilisation de la redondance de l'information pour obtenir des données plus précises est nécessaire.

Ainsi, la mise en œuvre de ces deux démarches nous a permis d'évaluer de façon assez précise les flux de cuivre en France. Cette première étude a montré que les émissions de cuivre vers l'environnement ne représentent qu'une très petite source de perte, alors qu'une importante quantité de déchets est exportée ou éliminée. Suite à ce constat, un travail important a été conduit sur la caractérisation des flux de déchets, qui a montré que la plupart des déchets de cuivre vient des WEEE mais que les autres sources de déchets de cuivre ne peuvent pas être ignorées sans entraîner des pertes significatives. Ces résultats permettent de conclure qu'une amélioration de la gestion du cuivre en France passe principalement par l'amélioration de la gestion des déchets.

On peut le vérifier sur la figure 3.12, qui récapitule de façon plus schématique les principaux flux moyens de cuivre en France pour une année, à savoir :

- la production de produits finis ;
- la production de déchets par type ;
- les principales importations ou exportations nettes (importation - exportation) ;
- le flux de recyclage ;
- les pertes dues à l'enfouissement des déchets.

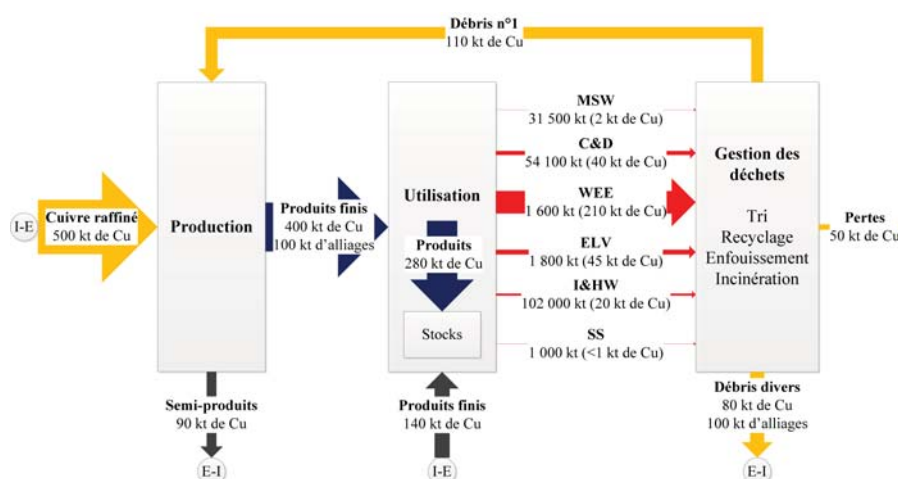


FIGURE 3.12 : Représentation schématique des principaux flux de cuivre en France.

On peut voir que le bilan matière n'est pas tout à fait respecté sur ce schéma, cela s'explique par le fait qu'il vise à donner une compréhension générale des flux : les données reportées sur ce schéma sont des moyennes et les flux marginaux ne sont pas représentés. Ainsi on peut voir que la France, pour satisfaire la demande intérieure, a besoin de 400 *kt/an* de cuivre et 100 *kt/an* d'alliages (contenant de 50 à 90 % de cuivre). De plus, chaque année environ 300 *kt* de cuivre contenus dans les déchets en fin de vie doivent être gérés. Sans modification majeure de comportement, on considère qu'il n'est pas possible de modifier ces quantités. En revanche, actuellement la France ne recycle presque que des débris purs, pour la plupart importés, et exporte la majeure partie des débris collectés sur son territoire. De plus, une quantité non négligeable de cuivre est perdue chaque année (correspondant à environ 10 % des besoins), soit parce que le cuivre était contenu dans des déchets qui ont été enfouis ou incinérés, soit parce que les déchets n'ont pas été collectés correctement (WEEE dans les MSW, décharge sauvage d'ELV, etc.). La mise en place d'une filière de retraitement des déchets efficace en France permettrait de corriger cette situation.

Afin d'étudier la possibilité de la mise en place d'une filière de recyclage du cuivre, il est nécessaire d'étudier les procédés disponibles et de les comparer pour choisir les mieux adaptés. Cette étude fait l'objet du chapitre 4.

Modélisation du recyclage des débris de cuivre

4

Table des matières

4.1	Introduction	106
4.2	Le recyclage des déchets de cuivre	107
4.3	État de l'art des procédés de fabrication de cuivre raffiné	109
4.4	Construction des flowsheets de recyclage du cuivre	120
4.5	Modélisation des procédés de recyclage	128
4.6	Conclusion	135

NOMENCLATURE

C_p :	chaleur spécifique
E, S :	désignent respectivement l'entrée et la sortie des procédés
H :	l'enthalpie de l'ensemble du système
$h_i(T)$:	l'enthalpie molaire du constituant i à la température T
K_T :	constante d'équilibre de la réaction
LSXEW :	Extraction par solvant et électrolyse (Leach-Solvent eXtraction-ElectroWin)
$T_{C_{min}}$:	Vecteur des concentrations minimales en chaque constituant
N_i^0 :	le débit molaire du constituant i dans l'alimentation
$N_i^{R_k}$:	le débit molaire du constituant i après que la réaction k a eu lieu
N_c :	le nombre de constituants
NRJ_T :	Matrice contenant les consommations énergétiques et de matières (électricité, fioul, O_2 , SiO_2 , eau) associées à chaque flowsheet conduisant à la production de cuivre raffiné
Pf :	Matrice contenant les compositions et débits de cathodes de cuivre (ou cuivre raffiné) obtenues pour chaque flowsheet utilisable
PI :	Produit Intermédiaire
Q_{pertes} :	les pertes thermiques sur l'ensemble du procédé
R :	constante des gaz parfaits
rc :	un réactif clé choisit dans la réaction (en général le réactif limitant)
Sc_0 :	Composition et débit du courant d'entrée
$SF_{product}$:	Fraction de chaque constituant en entrée qui passe dans le courant du produit désiré
SF_{waste1} :	Fraction de chaque constituant en entrée qui passe dans le courant des déchets solides et liquides
SF_{waste2} :	Fraction de chaque constituant en entrée qui passe dans le courant des déchets gazeux
Sp_0 :	Propriétés physiques du courant de sortie
T :	la température
$T_{C_{max}}$:	Vecteur des concentrations maximales en chaque constituant
$T_{C_{min}}$:	Vecteur des concentrations minimales en chaque constituant
Tp_{max} :	Valeurs maximales des propriétés physiques (taille des particules et humidité) acceptables par le procédé

Tp_{min} :	Valeurs minimales des propriétés physiques (taille des particules et humidité) acceptables par le procédé
Tp_{out} :	Valeurs des propriétés physiques en sortie du procédé
Uf :	Matrice contenant les compositions et débits de produits ayant des caractéristiques tels qu'ils ne peuvent plus être traités mais n'ont pas la pureté suffisante pour être considérés comme du cuivre raffiné ainsi que les flowsheets qui ont abouti à la production de tels produits
$W1f$:	Matrice contenant les compositions et débits des flux de déchets solides et liquides associés à chaque flowsheet produisant du cuivre raffiné
$W2f$:	Matrice contenant les compositions et débits des flux de déchets gazeux associés à chaque flowsheet produisant du cuivre raffiné
$\Delta_f H_{i,T}^0$:	l'enthalpie de formation du constituant i à la température T
$\Delta_r G_T^0$:	l'enthalpie libre du système à la température T
$\Delta_r H_T^0$:	l'enthalpie de réaction à la température T
$\Delta_r S_T^0$:	l'entropie de réaction à la température T
$\Delta_{R_k} h^0$:	l'enthalpie de réaction liée à la réaction k
τ^{R_k} :	le taux de conversion de la réaction k , $k \in [1; 10]$
$\nu_i^{R_k}$:	le coefficient stœchiométrique algébrique du constituant i pour la réaction k

4.1 Introduction

Comme cela a déjà été souligné, en France, beaucoup de cuivre contenu dans les déchets est exporté ou perdu, alors que lors de son utilisation, une grande partie du cuivre ne se dégrade pas et peut donc être recyclée. On estime en effet que 85 % du cuivre en circulation est récupérable et que sa durée moyenne d'utilisation est de 30 ans (de quelques années dans les applications en électronique et jusqu'à plus de 100 ans dans la construction) (SCF, 2012). Le cuivre recyclé est soit raffiné, soit réutilisé directement (dans le cas des câbles électriques, de certains alliages ou des chutes neuves de fabrication). En 2008, sur une consommation mondiale annuelle de 24 *Mt* de cuivre raffiné, 6 *Mt* proviennent de cuivre recyclé après simple fusion et 2,7 *Mt* de déchets de cuivre ayant subi un raffinage, soit au total une part du cuivre recyclé dans la consommation mondiale de 36,2 %. La part du recyclage est de 41,4 % en Europe, 33,5 % en Asie et 29,5 % en Amérique du Nord.

La France est absente d'une grande partie du cycle du cuivre, en particulier de la métallurgie et du raffinage, contrairement par exemple à l'Allemagne et la Belgique. En revanche, elle possède une importante industrie de première transformation à partir de cuivre raffiné. Ainsi, la production de demi-produits en 2008 a atteint 387 000 *t* (-9,6 % par rapport à 2007), dont la moitié sous forme de fils et câbles, à partir de cathodes importées ou de cuivre recyclé (SCF, 2012).

D'un point de vue technique, de nombreux procédés différents ont été développés pour le recyclage des métaux avec des technologies assez efficaces. Ainsi, selon le Bureau International du Recyclage (BIR, 2013), le recyclage du cuivre permet une économie d'énergie de 85 % et une réduction des émissions de gaz à effet de serre de 65 % en comparaison avec la production de cuivre primaire. Différents travaux sont toujours conduits pour améliorer l'efficacité du recyclage sur des chaînes de procédés spécifiques, notamment concernant le recyclage des WEEE (Johansson and Luttrupp, 2009; Yamane et al., 2011; Zhang and Forssberg, 1998), catégorie de déchets qui contient la plus grande fraction de débris de cuivre.

La nécessité de développer les capacités de recyclage du cuivre en France a déjà été soulignée, ce chapitre vise donc à étudier les solutions de recyclage existantes et à les caractériser aussi précisément que possible. Le paragraphe 4.2

présente la problématique du recyclage du cuivre, puis un état de l'art des procédés de recyclage est réalisé dans la section 4.3. La partie 4.4 détaille l'approche suivie pour la modélisation des flux de recyclage, et enfin le paragraphe 4.5 propose des pistes pour modéliser plus précisément les procédés de recyclage.

4.2 Le recyclage des déchets de cuivre

Pour la production de cuivre, on distingue généralement les matières premières primaires et secondaires. La distinction se fait au niveau de l'origine de ces matières premières : celles dites primaires proviennent de l'extraction minière, celles dites secondaires proviennent de cuivre déjà transformé (sous-produits de l'industrie métallurgique, chutes issues de l'usinage du cuivre pur, produits en fin de vie). Dans le cadre du recyclage, on utilise donc par définition des matières premières secondaires. Les étapes du procédé de recyclage utilisé dépendent de la teneur en cuivre de la matière première secondaire, de sa distribution granulométrique et de ses autres composés. Ce paragraphe présente l'origine et l'obtention des débris de cuivre.

4.2.1 Types de matériaux récupérés

Trois principales sources de matières premières secondaires peuvent être identifiées (Jdid and Blazy, 2002) :

- Les déchets nouveaux proviennent de procédés d'élaboration. Il s'agit de chutes et de tournures provenant d'industries fabriquant des produits semi-finis (tôles, barres, tubes, fils) et finis ;
- Les déchets anciens désignent des matériaux obsolètes : machines hors d'usage, débris de manufactures, vieux bateaux, avions, véhicules, câbles, munitions, appareils électriques et électroniques ;
- Les cendres et résidus de l'industrie métallurgique sont des produits résiduels provenant de procédés métallurgiques et de raffinage, qui regroupent les scories, les écumes, les crasses, les boues anodiques, les alliages, les déchets de fonderie. Ces produits sont usuellement recyclés à l'usine ou vendus pour un traitement ultérieur, ou encore rendus inertes quand ils ne peuvent être valorisés.

4.2.2 Opérations de prétraitement

Les déchets (en particulier les déchets de faible pureté dont ceux issus de produits en fin de vie) doivent subir une opération de prétraitement avant de pouvoir être fondus et/ou raffinés. Le prétraitement comprend le nettoyage, le regroupement et la préparation des rebuts de cuivre en vue de la fusion. Il peut être réalisé manuellement, mécaniquement, par pyrométallurgie ou par hydrométallurgie .

- Les méthodes manuelles et mécaniques comprennent le tri, la mise en morceaux par déchiquetage, puis une séparation magnétique.
- Le prétraitement pyrométallurgique peut inclure le ressuage (séparation des différents métaux par des changements de température dans le four destinés à faire fondre chaque métal séparément), la pyrolyse des isolants des fils de cuivre et le séchage dans des fours rotatifs pour évaporer les huiles et autres composants organiques.
- Le prétraitement hydrométallurgique comprend une flottation et un lessivage pour récupérer le cuivre dans les scories. Le lessivage à l'acide sulfurique est utilisé pour récupérer le cuivre des boues d'électrolyse ([Emission Factor and Inventory Group \(EFIG\), 1995](#)).

A l'issue de ce prétraitement on obtient des déchets prêts pour les opérations de recyclage : par convention on les appellent alors débris.

4.2.3 Classification des débris

De nombreuses classifications des matières premières secondaires existent. ([Giurco et al., 2001](#)) propose la répartition suivante :

- débris n°1 : pureté minimale de 99 %
- débris n°2 : pureté comprise entre 88 et 99 %
- débris à faible teneur (LGS) : pureté comprise entre 10 et 88 %
- alliages

Les débris de cuivre restants, qui contiennent donc moins de 10 % de cuivre, sont généralement éliminés, mais dans le modèle développé ici, on n'élimine pas la possibilité de les recycler.

Les débris les plus purs sont simplement refondus et recoulés pour transformation et utilisation ultérieures. Les moins purs sont fondus puis raffinés. Les

déchets d'alliage sont de préférence recyclés directement pour la production de nouveaux alliages.

4.3 État de l'art des procédés de fabrication de cuivre raffiné

4.3.1 Stratégies de recyclage

Aujourd'hui, les débris de cuivre sont quasiment exclusivement recyclés selon un procédé pyrométallurgique. Deux stratégies existent pour le recyclage des débris :

- soit leur fusion est réalisée dans une fonderie spécialisée pour le traitement du cuivre secondaire : les étapes utilisées sont globalement semblables à celles mises en œuvre pour la production primaire, mais la matière est généralement sous forme oxyde ou métal, de sorte que la fusion de matières premières secondaires fait appel à un milieu réducteur.
- soit ils sont assimilés à une partie de la charge d'une fonderie classique de cuivre primaire : le type de four et les étapes du procédé dépendent de la teneur en cuivre de la matière première secondaire, de sa taille et de ses autres composés, de sorte que la fusion et l'affinage du cuivre de deuxième fusion sont complexes et les types de matières premières secondaires pouvant être traitées dépendent des installations et fours spécifiques disponibles (Farrell, 2001).

Quelle que soit l'option choisie, les différentes étapes conduisant à la production de cuivre raffiné sont donc similaires et répondent globalement aux mêmes objectifs. C'est pourquoi il a été choisi d'une part, d'étudier les procédés de production de cuivre à partir de matières premières primaires en plus des procédés spécifiques au recyclage pour la production par voie pyrométallurgique. D'autre part, l'utilisation de procédés hydrométallurgiques commence à être envisagée pour le recyclage, cette alternative sera donc également étudiée.

4.3.2 Voie pyrométallurgique

Le procédé de production de cuivre par voie pyrométallurgique, que ce soit à partir de débris de cuivre ou à partir de concentré de cuivre issu de l'exploitation minière, suit plus ou moins les mêmes étapes. La figure 4.1 présente la

voie pyrométallurgique dans le cas où du cuivre secondaire est recyclé en étant mélangé au cuivre primaire.

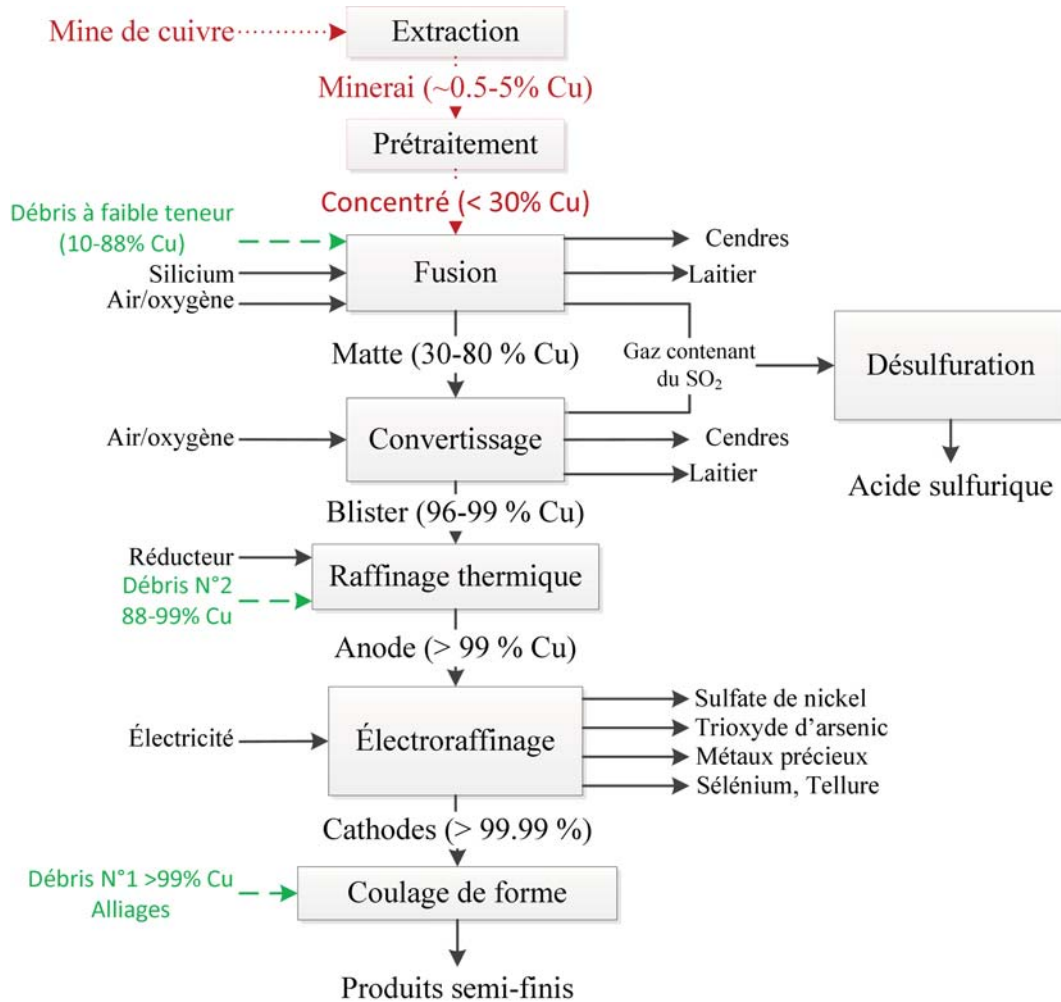


FIGURE 4.1 : *Procédé de production pyrométallurgique du cuivre : en rouge et pointillé, les étapes qui sont spécifiques à la production primaire et en vert avec des tirets, les étapes qui sont liées au recyclage.*

On peut voir que le raffinage de cuivre par la voie pyrométallurgique comprend quatre étapes pour la transformation du concentré en cuivre raffiné (sous forme de cathodes) :

1. Fusion pour matte ;
2. Convertissage ;
3. Raffinage thermique et coulée des anodes ;

4. Raffinage électrolytique.

Dans le cas du recyclage par un traitement spécifique, le schéma est similaire mais les noms diffèrent légèrement (figure 4.2) : le principal produit de la fusion est appelé cuivre “noir” fondu (et non plus matte), et le produit du convertissage est appelé cuivre “brut” (et non plus blister). Le cuivre brut, comme le blister, a une concentration en cuivre d'environ 96 %, mais les impuretés ne sont pas les mêmes : dans le cas du recyclage, il peut essentiellement rester du nickel et de l'étain, ainsi que des métaux précieux. L'électroraffinage vise alors à purifier le cuivre mais aussi à récupérer ces métaux qui peuvent ensuite être envoyés vers d'autres chaînes de recyclages.

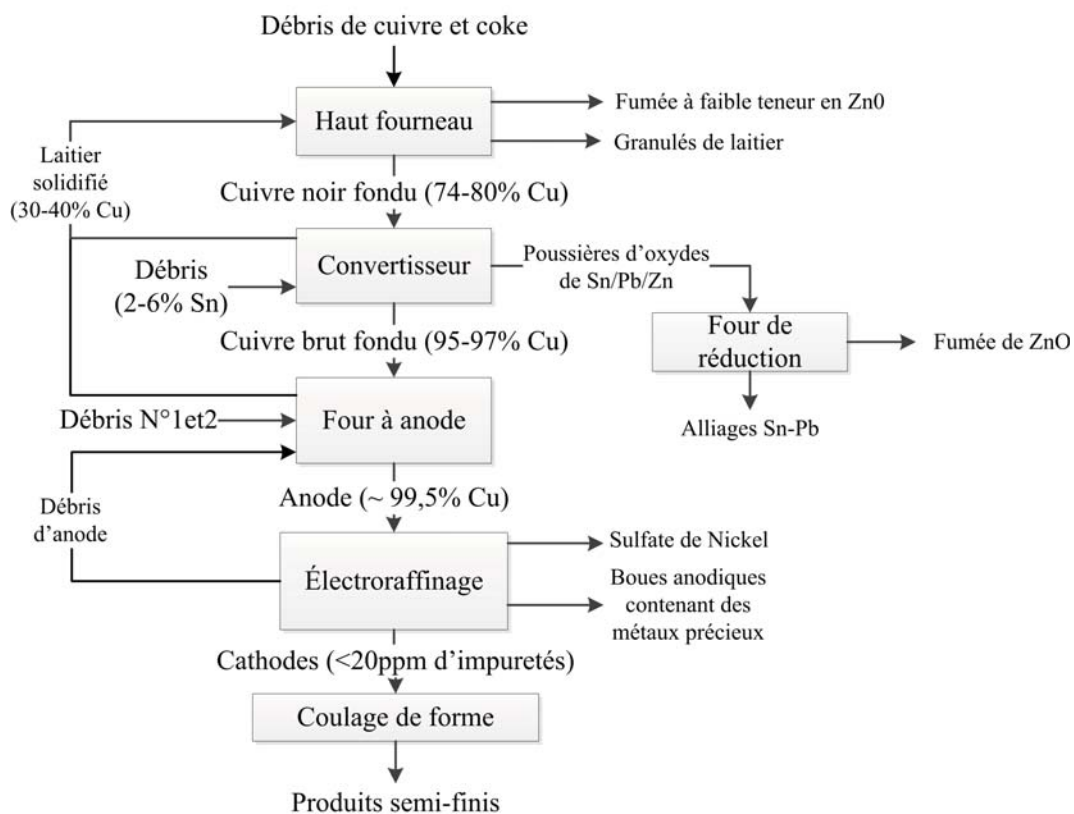


FIGURE 4.2 : Procédé de production pyrométallurgique de cuivre recyclé.

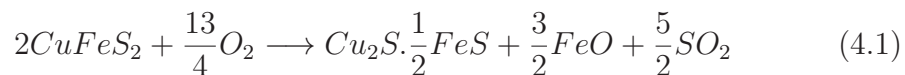
Les paragraphes suivants décrivent l'ensemble de ces étapes plus en détail. Comme les procédés utilisés pour le recyclage sont similaires à ceux de la production primaire, et ont, la plupart du temps, été conçus pour cette production

primaire, les descriptions générales sont faites pour la production primaire puis les caractéristiques spécifiques au recyclage sont indiquées.

4.3.2.1 Fusion pour matte

4.3.2.1.1 Fusion du cuivre primaire

La fusion et l'oxydation du concentré obtenu par flottation s'opèrent dans un four de taille importante, à haute température ($1\,250^{\circ}\text{C}$) et en présence de fondants. L'objectif de la fusion est d'oxyder le fer et le soufre contenus dans le concentré pour produire une phase de sulfures en fusion, enrichie en cuivre, appelée matte. L'agent oxydant utilisé est généralement de l'air enrichi en oxygène. Les équations 4.1 et 4.2 présentent des exemples de réactions chimiques qui peuvent avoir lieu dans le four :



Les produits de la fusion sont (i) la matte (sulfures en fusion à $1\,200^{\circ}\text{C}$ $\text{Cu}_2\text{S} \cdot \frac{1}{2}\text{FeS}$, 45-75 % Cu), phase la plus lourde et contenant la majorité du cuivre, et (ii) le laitier (oxydes en fusion à $1\,250^{\circ}\text{C}$ $2\text{FeO} \cdot \text{SiO}_2$), phase plus légère contenant le moins de cuivre possible. Lors de la fusion du concentré, on génère un effluent gazeux riche en dioxyde de soufre (10-60 % SO_2). Ce gaz est nocif pour l'environnement et doit être récupéré avant rejet des fumées dans l'atmosphère. Cette séparation est généralement effectuée par capture du SO_2 sous forme d'acide sulfurique (Davenport et al., 2002). Un objectif majeur de la fusion est de produire un laitier avec aussi peu de cuivre que possible. Ceci se fait grâce à :

- l'ajout de fondants dans le four sous forme de silice pour favoriser l'immiscibilité matte-laitier ;
- le maintien du four à température élevée de sorte que le laitier reste suffisamment fluide.

Deux procédés de fusion de base sont majoritairement utilisés : la fusion en bain fondu et la fusion éclair (figure 4.3). Le procédé de fusion éclair (représenté par les fours Outokumpu et Inco) fait appel à un enrichissement à l'oxygène

pour générer une réaction auto-thermique ou quasi-auto-thermique. Le procédé de fusion en bain fondu (procédés Noranda, Mitsubishi, Isasmelt) fait généralement appel à un enrichissement en oxygène moins important. L'utilisation d'oxygène génère des concentrations en dioxyde de soufre plus élevées qui améliorent d'autant la collecte des gaz effectuée à l'aide de systèmes de récupération du soufre (Farrell, 2001).

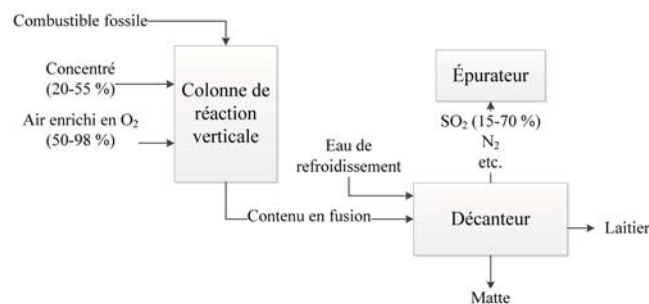


FIGURE 4.3 : Principe de fonctionnement d'un four à fusion éclair de type Outokumpu.

Sont aussi employés des fours à cuve, à réverbère et des fours électriques. Dans certains cas spécifiques, le concentré est fondu pour obtenir directement du cuivre métallique fondu (les opérations de fusion et de convertissage sont réalisées en une seule étape).

4.3.2.1.2 Fusion du cuivre secondaire

Les fonderies de cuivre secondaire utilisent des hauts fourneaux (fours à cuve), des convertisseurs rotatifs à soufflage par le haut (CRSH) ou des fours électriques pour la fusion de déchets de faible pureté.

Jdid and Blazy (2002) décrivent ainsi l'ensemble de ce procédé : “Les fours à cuve [ou hauts fourneaux] ont une section d'environ 3 m² et sont chauffés au coke. La charge titre 20 à 30 % Cu [...]. La fonction du four à cuve est de mélanger et de fondre les déchets pour donner un cuivre à haute teneur et une scorie. Le cuivre fondu est le cuivre noir.”

Un avantage majeur du haut-fourneau est sa robustesse ou sa capacité à traiter des charges de qualités et compositions variables. Cependant, ses performances environnementales moyennes font qu'il est de moins en moins utilisé aujourd'hui. Une alternative au haut fourneau pour le traitement de déchets

de faible pureté est le convertisseur rotatif à soufflage par le haut. Les intrants et les produits sont similaires. Le CRSH présente deux avantages majeurs :

- le brûleur est alimenté avec de l’oxygène industriel, réduisant ainsi les besoins en combustible ;
- la rotation permet d’atteindre des cinétiques de réactions plus élevées, augmentant la productivité.

D’après [Davenport et al. \(2002\)](#), le CRSH requiert 70 % de combustible de moins qu’un haut fourneau pour la production de cuivre noir. Il permet aussi de réduire de 50 % la génération de poussières. Enfin, l’utilisation d’un four électrique permet une réduction très significative du volume des fumées en sortie du four et facilite d’autant leur traitement par la suite.

4.3.2.1.3 *Bilan*

Certaines fonderies prévues pour le cuivre primaire s’avèrent bien adaptées à la fusion de déchets de qualité variable. Ainsi, la fusion est particulièrement efficace dans les fonderies utilisant le procédé Isasmelt, Mitsubishi ou Noranda, un four à réverbère ou un convertisseur rotatif à soufflage par le haut ([Davenport et al., 2002](#)). Il est possible de différencier deux systèmes de fusion des déchets :

1. Traitement des déchets dans les fours de fusion primaire

La fusion de déchets de cuivre de haute pureté s’opère couramment dans les convertisseurs. L’énergie nécessaire à la fusion est fournie par la chaleur dégagée lors des réactions exothermiques d’oxydation du fer et du soufre. Des déchets riches en cuivre sont aussi fondus dans des fours à anodes mais cela génère une importante consommation de combustible. Les déchets de moindre qualité sont plus difficiles à traiter dans une fonderie primaire. Ils ne contiennent pas suffisamment de cuivre pour une fusion dans un convertisseur ou un four à anodes et, contrairement aux concentrés, consomment beaucoup d’énergie dans les fours de fusion. De plus, il arrive fréquemment de ne pas pouvoir les broyer assez finement pour les systèmes d’alimentation du concentré dans les fours de fusion (la fusion des déchets dans un four à fusion éclair en est rendue particulièrement difficile). Il existe cependant plusieurs fours de fusion primaire adaptés à la fusion de déchets : c’est le cas des fours cités en introduction

du paragraphe. Le four électrique peut également être utilisé (Davenport et al., 2002).

2. Traitement de déchets par le procédé Mitsubishi de fusion/conversion

Le procédé Mitsubishi de fusion/conversion est largement utilisé pour traiter des déchets d'origines variées. Les débris sont, selon leur taille, chargés dans le four de fusion (débris broyés finement), ou dans le convertisseur (débris de taille plus importante) du procédé Mitsubishi ou encore dans les fours à anodes (débris les plus gros). Pour les déchets électroniques en particulier, on préfère les fondre dans le four de fusion plutôt que dans le convertisseur (d'une part, la combustion du plastique fournit la chaleur pour la fusion et d'autre part, elle produit souvent de la fumée et des particules fines qui tendraient à s'écouler par l'ouverture du convertisseur) (Davenport et al., 2002).

4.3.2.2 Convertissage

Le convertissage de la matte est une opération nécessaire pour obtenir le cuivre métal non raffiné ou blister (appelé ainsi à cause de son aspect poreux). On utilise généralement un convertisseur cylindrique de type Peirce-Smith (figure 4.4). L'opération de conversion consiste à oxyder la matte liquide par injection d'air enrichi ou non à l'oxygène. Elle a pour effet d'éliminer dans une scorie les métaux plus oxydables que le cuivre (dont le fer) tandis que la totalité du soufre, oxydé en SO_2 , est entraînée dans les fumées. La conversion s'opère ainsi en deux étapes : élimination de FeS ou étape de formation des scories ($2FeO.SiO_2$) (équation 4.3) et formation du cuivre blister (équation 4.4).



La chaleur dégagée par l'oxydation du fer et du soufre suffit à rendre l'opération autotherme.

A cause de la forte oxydation qui a lieu dans le four et de l'agitation qui en résulte, les scories issues du convertisseur contiennent inévitablement entre 4 et 8 % de cuivre. Cette quantité est récupérée soit directement par décantation soit par solidification et flottation, puis les scories sont vendues ou mises au

rebut. Le SO_2 , qui représente 8-12 % en volume de l'effluent gazeux, est un co-produit des deux réactions de conversion. Il est mélangé avec les gaz du four de fusion et capturé sous forme d'acide sulfurique. Cependant, des fuites de SO_2 dans l'atmosphère surviennent pendant les phases de vidange et de chargement, ce qui conduit au développement de procédés de conversion continus (Davenport et al., 2002). Le cuivre blister obtenu après conversion titre 98 à 99,5 % Cu ; il contient encore un peu d'oxygène et des éléments chalcophiles (Ni , Co , Pb , Zn , métaux précieux, As , Sb , Te , Bi , Se) (Blazy and Jdid, 2001). Il est ensuite envoyé vers l'étape de raffinage.

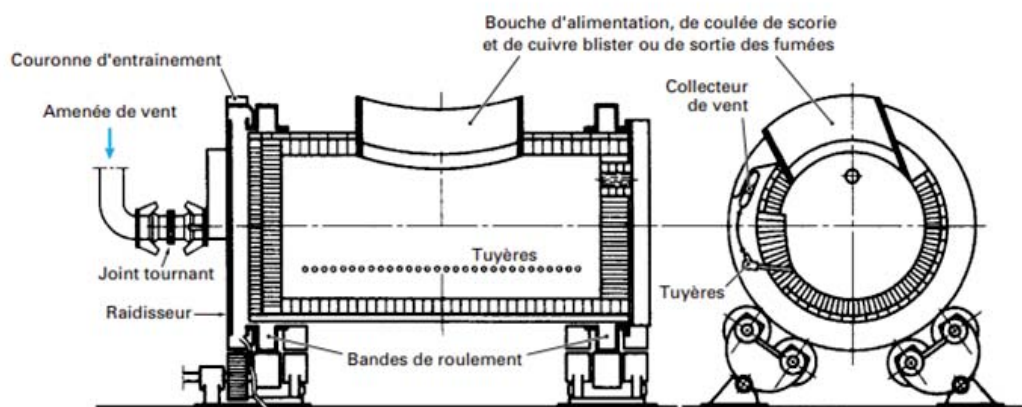


FIGURE 4.4 : Schéma d'un convertisseur de type Peirce-Smith (Blazy and Jdid, 2001).

Dans le cas du recyclage, le cuivre noir est oxydé dans un convertisseur de type classique, mais de capacité plus faible que celle des convertisseurs utilisés pour l'élaboration du cuivre primaire. La qualité des déchets alimentant les convertisseurs primaires est similaire à la qualité de la charge des convertisseurs secondaires Peirce-Smith : déchets d'alliages, déchets n°2 (pureté comprise entre 88 et 99 %), tournures et déchets d'anodes. Des matériaux de moindre qualité ainsi que des résidus d'usine métallurgique peuvent aussi être chargés s'ils ne contiennent pas trop de plastique. Le zinc, l'étain et une partie du plomb sont en grande partie extraits durant cette étape de convertissage, mais le cuivre brut obtenu doit encore être purifié.

4.3.2.3 Fusion pour la production directe de blister

La fusion et la conversion sont deux étapes successives qui consistent toutes les deux à oxyder le concentré $Cu - Fe - S$ pour obtenir du cuivre métallique. Il semblerait donc opportun de combiner ces deux opérations pour produire directement du cuivre, en continu et en n'utilisant qu'un seul four. En 2002, seules deux fonderies produisent du cuivre avec un four unique : les fonderies de Glogow (Pologne) et d'Olympic Dam (Australie). Elles utilisent un four de fusion éclair. En réalité, les conditions fortement oxydantes qui règnent dans les fours de production directe de blister entraînent la production de scories contenant 14 à 24 % de cuivre oxydé. Le coût de réduction du cuivre pour la production de cuivre métallique a jusqu'ici limité la mise en œuvre de ce procédé pour des concentrés qui génèrent peu de scories. Par ailleurs, réaliser les opérations de fusion et de conversion en continu, même dans plusieurs fours, présente des avantages quant à la consommation d'énergie, à la collecte du SO_2 et au coût global. Les procédés Mitsubishi, Outokumpu et Noranda ont opté pour cette technique (Davenport et al., 2002).

4.3.2.4 Affinage thermique et électrolytique du cuivre blister

Le cuivre blister doit être affiné pour obtenir la pureté nominale de 99,90 % nécessaire dans la plupart des applications. Il existe deux procédés d'affinage.

1. L'affinage thermique, qui consiste à refondre le blister en l'oxydant pour éliminer les impuretés sous forme d'oxydes qui se volatilisent et à l'issue duquel on obtient des anodes de cuivre. Ce procédé n'est presque plus utilisé aujourd'hui.
2. L'affinage électrolytique ou électroraffinage qui transforme les anodes issues du raffinage thermique ou directement le blister préalablement coulé sous forme d'anode. L'électroraffinage consiste en :
 - (a) la dissolution du cuivre de l'anode impure dans l'électrolyte ($CuSO_4 - H_2SO_4 - H_2O$) ;
 - (b) le dépôt du métal pur sur les plaques qui agissent comme des cathodes.

Beaucoup d'impuretés sont collectées avec les boues d'électrolyse puis traitées pour la récupération du cuivre et des sous-produits.

Les additions de déchets dans les fours à anodes se limitent généralement à des anodes défectueuses, des moules à anodes usés et à des déchets n°1.

Le cuivre obtenu par électroraffinage est presque pur mais il n'est pas encore utilisable en l'état à cause de sa porosité, avec la présence possible d'inclusions d'électrolytes. Pour avoir à la fois le cuivre pur à 99,90 % ou plus et les meilleures caractéristiques de plasticité, on refond ultérieurement les cathodes suivant plusieurs procédés, qui permettent d'obtenir les différentes qualités de cuivre utilisées dans l'industrie. On distingue ainsi les trois principales catégories de cuivre suivantes :

1. Le cuivre *Cu/al*, contenant de l'oxygène, qui est caractérisé par sa haute conductibilité électrique, mais qui se prête mal au soudage à des températures supérieures à 400°C, à cause de sa sensibilité aux atmosphères réductrices (hydrogène) ;
2. Le cuivre *Cu/bl*, désoxydé au phosphore, à conductibilité électrique réduite, mais particulièrement apte aux déformations et au soudage ;
3. Le cuivre *Cu/cl*, exempt d'oxygène, qui réunit les avantages des deux catégories précédentes. Il est utilisé pour des technologies bien particulières.

Pour la société chilienne Codelco, les coûts de production du cuivre depuis l'extraction jusqu'à la production des cathodes se répartissent ainsi : extraction minière 18 %, concentration 34 %, pyrométallurgie 31 %, raffinage 12 %, services communs 5 % (SCF, 2012). En France, la seule usine de raffinage du cuivre, la Compagnie Générale d'Électrolyse du Palais, qui produisait 63 113 t de cuivre en 1996, a fermé en 1998. Elle traitait du cuivre recyclé et du blister importé (SCF, 2012). Pour une description des technologies les plus couramment utilisées à chaque étape, on pourra se reporter à l'annexe B.

4.3.3 Voie hydrométallurgique

Environ 80 % du cuivre issu du minerai sont obtenus par flottation, fusion et raffinage. Les 20 % restants sont produits selon la voie hydrométallurgique (le procédé est dénommé en anglais SX/EW : extraction par solvant/électro-extraction). Cela concerne principalement les minerais oxydés facilement solubles mais aussi, de plus en plus les minerais sulfurés de faible teneur, avec l'assistance de bactéries lors des opérations de lixiviation (biolixiviation).

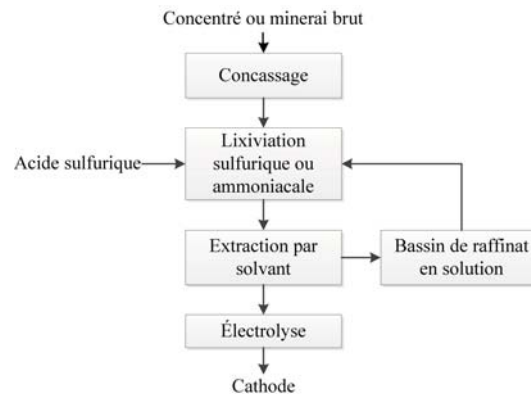
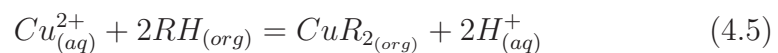


FIGURE 4.5 : Procédé de production hydrométallurgique de cuivre primaire.

L'hydrométallurgie des minerais de cuivre comporte trois opérations successives (figure 4.5) :

- Une dissolution des minerais par lixiviation généralement réalisée à l'aide d'acide sulfurique (1 à 15 g_{acide}/L). Lorsque la gangue est basique (calcaire ou dolomitique), le coût de la lixiviation acide devient prohibitif, elle est remplacée par une lixiviation à l'aide d'une solution aqueuse d'ammoniac. La solution obtenue titre de 1 à 6 g_{Cu}/L , concentration trop faible pour pouvoir subir une électrolyse, car sa faible conductivité entraînerait une résistance élevée au passage du courant électrique et donc une consommation d'énergie importante par effet Joule.
- Une extraction par solvant spécifique qui permet après "déextraction" à l'aide d'acide sulfurique (160 à 260 g_{acide}/L) d'obtenir une solution contenant de 40 à 70 $g_{Cu^{2+}}/L$. Les solvants utilisés sont des hydroxyphényloximes ($(C_6H_3)R(OH)NOHA$, où R est un radical C_9H_{19} ou $C_{12}H_{25}$ et où A est soit H soit CH_3 ou C_6H_5). Le solvant est dilué dans du kérosène. L'équation de l'équilibre mis en jeu lors de l'extraction-déextraction est la suivante :



L'équilibre est déplacé vers la droite lors de l'extraction puis vers la gauche lors de la déextraction avec récupération et recyclage du solvant.

- Une électrolyse de la solution aqueuse contenant Cu^{2+} entre une anode insoluble en plomb de 100 kg et une cathode en cuivre. La tension est comprise entre 2 et 2,5 V. Les cathodes titrent 99,8 % Cu et sont utili-

sées sans raffinage ultérieur pour des usages non électriques du cuivre (le plomb est dans ce cas une impureté gênante).

L'hydrométallurgie est également utilisée pour traiter des minerais sulfurés mais il faut à la lixiviation classique associer une attaque bactériologique, appelée biolixiviation, car les minerais sulfurés sont difficilement solubles. Ces bactéries catalysent l'oxydation, par le dioxygène de l'air, des ions sulfures et du soufre en ions sulfates et des ions Fe (II) en Fe (III). Puis la solution obtenue subit la suite des opérations classiques d'hydrométallurgie (SCF, 2012).

4.4 Construction des flowsheets de recyclage du cuivre

4.4.1 Choix et caractérisation des procédés de recyclage retenus

L'état de l'art des procédés de production du cuivre raffiné a montré qu'une grande variété de procédés unitaires existait, notamment pour les premières étapes de fonte et de conversion. Cependant, seuls quelques uns sont utilisés à grande échelle dans le monde et sont utilisables pour le recyclage. Ainsi, au vu des informations recueillies, dix technologies ont été retenues pour cette étude (l'indice ou l'abréviation entre parenthèse sont utilisés par la suite pour mentionner ces technologies) : une technologie hydrométallurgique (Leach-Solvent Extraction-Electrowin (1=LSXEW)) et neuf technologies pyrométallurgiques, présentées ci-dessous :

1. Pour l'étape de fonte

- Fusion éclair (Flash smelters)
 - four Outokumpu (2=OUT)
 - four “Direct-To-Blister” (i.e. qui transforme directement le concentré en blister, sans passer par la transformation en matte) (3=DTB)
- Four
 - four électrique (4=ELEC)
- Fusion en bain fondu (Bath smelting)
 - four Noranda (5=NOR)
 - four Teniente (6=TEN)
 - four SKS (7=SKS)

2. Pour l'étape de conversion

- Convertisseur Peirce-Smith (8=PS)

3. Pour l'étape de raffinage thermique
 - Four à anode (9=ANODE)
4. Pour l'étape d'électro-raffinage
 - Raffinage électrolytique (10=ER)

Mathématiquement, ces technologies peuvent toutes être représentées selon le même modèle (figure 4.6) : un courant d'alimentation entre dans le procédé, des flux de matières et/ou d'énergie sont ajoutés pour que des réactions exothermiques aient lieu et ainsi chauffer le four, puis les produits sortent dans trois courants : un courant fortement concentré en cuivre (le produit), un courant à faible teneur en cuivre contenant majoritairement des impuretés (les déchets solides et liquides), et un courant gazeux contenant notamment du dioxyde de soufre (les déchets gazeux). De plus, chaque procédé est caractérisé par la gamme de pureté qu'il accepte en entrée.

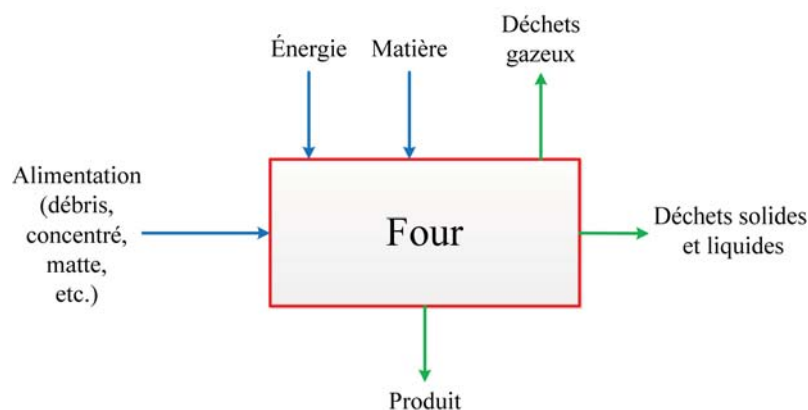


FIGURE 4.6 : Représentation schématique d'un four avec ses entrées et sorties.

Ainsi, pour chaque procédé retenu, les données sont présentées comme indiqué dans la table 4.1 qui présente les données pour le four Noranda, comme elles seront utilisées dans la méthode de calcul. Les données utilisées pour les autres procédés sont disponibles en annexe C :

- $T_{c_{min}}$ et $T_{c_{max}}$ sont les concentrations minimales et maximales des différents constituant possibles pour le procédé ;
- SF est la matrice des facteurs de séparation : elle donne, pour chaque constituant, la fraction qui est transférée vers le produit à forte teneur en cuivre ($SF_{product}$), vers le courant des déchets solides et liquides (SF_{waste1}) et vers le courant des déchets gazeux (SF_{waste2}) ;

- Tp_{min} , Tp_{max} et Tp_{out} donnent des indications sur les propriétés physiques acceptables (taille des particules et taux d'humidité minimaux et maximaux en entrée de procédé) et sur les propriétés physiques en sortie du procédé.

TABLE 4.1 : *Caractéristiques d'un procédé type : cas du four Noranda (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988).*

Procédé :	Four Noranda				
Propriétés pour la composition (%)					
Constituants	T_{Cmin}	T_{Cmax}	$SF_{product}$	SF_{waste1}	SF_{waste2}
Cuivre	0.2	0.35	0.94	0.125	0.2
Fer	0	0.45	0.06	0.75	0.3
Zinc	0	1	0	0.125	0.5
Plomb	0	1	0.19	0.2	0.2
Étain	0	1	0.81	0.3	0.7
Équilibre	0	1	0	0.5	0.1
Propriétés physiques					
Caractéristiques	Tp_{min}	Tp_{max}	Tp_{out}		
Taille (m)	0	0.05	0		
Humidité (%)	0	0.14	0		
Consommation d'énergie et de matière (kWh/t_{Cu})					
Électricité	369				
Fioul	1562				
Eau	0				
Oxygène	929				
Silice	190				
T_{Cmin} , T_{Cmax}	Compositions minimale et maximale acceptées en entrée				
$SF_{product}$, SF_{waste1} , SF_{waste2}	Facteurs de séparation : pourcentage de chaque constituant qui va dans le courant de sortie principal (produit), le courant de déchets solides et liquides (waste1) et le courant de déchets gazeux (waste2)				
Tp_{min} , Tp_{max}	Propriétés physiques minimale et maximale acceptées en entrée				
Tp_{out}	Caractéristiques physiques en sortie				

Il est à noter que les données de consommation d'énergie et de matière première sont exprimées en kWh/t_{Cu} , de sorte qu'elles puissent être agrégées en un seul critère pour l'optimisation. Les caractéristiques de chaque technologie sont issues des travaux de Suljada (2001), Giurco (2005) et d'un rapport de U. S. Congress (1988).

4.4.2 Méthodologie de construction des flowsheets

Les procédés identifiés sont ensuite utilisés pour construire un flowsheet acceptable capable de transformer du concentré ou un débris en cathode de cuivre (ou cuivre raffiné : 99.99 % Cu). La construction des flowsheets est basée sur une méthode vectorielle proposée par [Suljada \(2001\)](#) : les flowsheets sont construits connaissant le flux de débris et les propriétés chimiques et physiques en entrée et selon la méthodologie suivante :

1. Test n°1 et test alliage : le taux de cuivre est comparé avec le taux minimum des débris n°1 et la composition du débris est comparée à celle des alliages les plus couramment utilisés : s'il s'agit d'un débris n°1 ou d'un alliage, il n'y a pas besoin de procédé complexe, le débris doit seulement être fondu pour le coulage de forme ;
2. S'il ne s'agit pas de débris n°1 ou d'alliage, ses caractéristiques sont comparées avec celles de chaque procédé ($T_{c_{min}}$, $T_{c_{max}}$, $T_{p_{min}}$ et $T_{p_{max}}$) ;
3. Si les caractéristiques chimiques ou physiques ne sont pas dans la gamme $T_{c_{min}} - T_{c_{max}}$ ou $T_{p_{min}} - T_{p_{max}}$ d'un procédé, le débris ne peut pas être transformé par ce procédé ;
4. Le débris est transformé par chaque procédé qui peut le traiter en un produit intermédiaire : les facteurs de séparation sont utilisés pour déterminer la composition de ce produit intermédiaire ainsi que celle des flux de déchets et leurs débits ;
5. Lorsqu'un produit intermédiaire atteint la pureté des cathodes de cuivre, son flowsheet est finalisé. Chaque autre produit intermédiaire est testé : si sa composition est telle qu'il ne peut être traité par aucun procédé, il est stocké dans une matrice appelée des "produits intraitables", sinon il est à nouveau transformé par chaque procédé pouvant le traiter : les étapes 1 à 3 sont répétées jusqu'à ce que chaque produit intermédiaire soit transformé en cathode de cuivre ou devienne un produit intraitable.

A l'issue de cette démarche, si le débris initial n'était pas intraitable, un ensemble de flowsheets est obtenu : pour chaque flowsheet on connaît le débit et la composition de la cathode obtenue, mais également les flux de déchets solides et liquides et de déchets gazeux, ainsi que la consommation énergétique (par type d'énergie : électricité, fioul, mais aussi oxygène, silice, etc.). On obtient

également la liste des produits intraitables obtenus avec le flowsheet qui les a générés. Il est à noter que dans ce processus de construction, il n'y a pas de contrainte obligeant à suivre les étapes classiques de production présentées dans la figure 4.1 : la seule condition fixée est l'atteinte d'une pureté en cuivre de 99,9 % dans la cathode. Par exemple, si uniquement une succession de procédés théoriquement développés pour l'étape de fonte est utilisée, cela est accepté sans restriction.

Il est possible de complexifier le système en ajoutant des étapes de “transformation physique” lorsque les propriétés chimiques sont acceptées par le procédé mais pas les propriétés physiques. On peut par exemple ajouter une étape de séchage pour réduire l'humidité ; cela a pour effet d'augmenter fortement la taille du système.

Ce modèle a été codé avec le logiciel Matlab© dans une fonction appelée “*flowsheet*” à laquelle on doit donner la composition initiale (pourcentage de cuivre, fer, zinc, plomb, étain et reste) et le débit (M) du débris ($Sc_0 = [\%Cu ; \%Fe ; \%Zn ; \%Pb ; \%Sn ; \%B ; M]$) ainsi que ses propriétés physiques ($Sp_0 = [taille ; humidité]$) et qui donne en sortie cinq matrices : les cathodes de cuivre qui sont dans ce cas considérées comme les produits finis (Pf), les produits intraitables (Uf), les déchets solides et liquides ($W1f$), les déchets gazeux ($W2f$) et l'énergie totale (NRJ_T).

Pf , $W1f$, $W2f$ et NRJ_T ont le même nombre de colonnes, qui est égal au nombre de flowsheets permettant d'obtenir des cathodes de cuivre, alors que Uf contient les flowsheets conduisant à des produits intraitables, avec leurs débits et compositions. Les produits intraitables ne sont pas considérés dans la suite de cette étude mais il est intéressant d'avoir cette information car la plupart des produits intraitables ont un taux de cuivre compris entre 0,99 et 0,999 et une étude comparative des flowsheets menant aux cathodes de cuivre et aux produits intraitables pourrait être menée pour évaluer l'impact de la production de cathodes à une si haute pureté. Ce point constitue une perspective de ce travail.

4.4.3 Exemple de construction de flowsheet

Afin d'illustrer cette démarche de construction des flowsheets, son application étape par étape est ici détaillée pour un débris ayant les caractéristiques présentées dans le tableau 4.2.

TABLE 4.2 : *Caractéristiques d'un débris de cuivre utilisé pour illustrer la méthode de construction des flowsheets.*

	Cu	Fe	Zn	Pb	Sn	Reste	Débit	Taille	Humidité
Débris	87,5 %	5,2 %	5,1 %	0,3 %	0,3 %	1,6 %	50 t/jour	0.1 mm	0 %

4.4.3.1 Test n°1 et test alliage

Le débris étudié ici à une teneur en cuivre inférieure à celle des débris qualifiés de haute teneur (99 %) et n'a pas la composition d'un alliage type, il entre donc dans le processus de construction des flowsheets.

4.4.3.2 Choix du premier procédé de chaque flowsheet

La composition du débris est comparée avec les gammes d'acceptabilité des dix procédés retenus (table 4.3).

TABLE 4.3 : *Comparaison des propriétés du débris avec celles des procédés.*

	Cu	Fe	Zn	Pb	Sn	Reste
Débris	87,5 %	5,2 %	5,1 %	0,3 %	0,3 %	1,6 %
LSXEW	[0,5 ; 35] %	[0 ; 50] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %
OUT	[20 ; 55] %	[12,7 ; 26] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %
DTB	[27,4 ; 60] %	[0 ; 12,5] %	[0 ; 4] %	[0 ; 4] %	[0 ; 4] %	[0 ; 100] %
ELEC	[10 ; 99,7] %	[0 ; 45] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %
NOR	[20 ; 35] %	[0 ; 45] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %
TEN	[20 ; 35] %	[0 ; 45] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %
SKS	[18 ; 30] %	[0 ; 35] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %
PS	[35 ; 97] %	[3 ; 40] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %
ANODE	[97 ; 99,7] %	[0 ; 0,5] %	[0 ; 0,5] %	[0 ; 0,5] %	[0 ; 100] %	[0 ; 100] %
ER	[98,5 ; 100] %	[0 ; 0,1] %	[0 ; 0,3] %	[0 ; 0,3] %	[0 ; 0,3] %	[0 ; 0,3] %

Cette comparaison permet de constater que seuls le four électrique et le convertisseur Peirce-Smith peuvent traiter le débris compte tenu de sa composition. En ce qui concerne les propriétés physiques, le four électrique accepte une taille comprise entre 0 et 0,1 m et une humidité de 0 %, ce qui est le cas du débris traité, par contre le convertisseur Peirce-Smith n'accepte pas de particules solides (taille maximale de 0 mètre), le débris doit donc être fondu avant d'entrer dans le convertisseur. Cette étape de fonte occasionne une consommation d'énergie, mais on suppose qu'il n'y a pas de perte et que la composition et le débit du débris ne sont pas modifiés.

Le débris est donc transformé par chacun de ces deux procédés en un produit intermédiaire (PI_1) (table 4.4). La composition de ces produits intermédiaires est obtenue en utilisant les facteurs de séparation présentés en annexe C; et les propriétés physiques en sortie sont spécifiées pour chaque procédé dans cette même annexe.

TABLE 4.4 : *Produits intermédiaires obtenus à l'issu du premier procédé.*

	Cu	Fe	Zn	Pb	Sn	Reste	Débit	Taille	Humidité
$PI_1(ELEC)$	96,2 %	2,4 %	0,9 %	0,1 %	0,1 %	0,4 %	44,1 t/jour	0 mm	0
$PI_1(PS)$	99,7 %	0,0 %	0,2 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	42,1 t/jour	0 mm	0

La teneur en cuivre de produits intermédiaires est ensuite comparée avec la teneur requise pour le cuivre raffiné (99,9 %). Cette teneur n'étant atteinte par aucun des deux PI_i , un deuxième procédé est nécessaire.

4.4.3.3 Choix du deuxième procédé pour chaque flowsheet

Les deux produits intermédiaires sont donc à leur tour comparés avec les caractéristiques des dix procédés. Cette comparaison permet de constater que le produit $PI_1(ELEC)$ ne peut être traité que par un four électrique, alors que le produit $PI_1(PS)$ ne peut être traité que par électroraffinage (en effet sa teneur en cuivre est de 99,72 %). Les facteurs de séparation sont utilisés ce qui permet d'obtenir deux nouveaux produits intermédiaires $PI_2(ELEC, ELEC)$ et $PI_2(PS, ER)$, dont les caractéristiques sont présentées table 4.5.

TABLE 4.5 : *Produits intermédiaires obtenus à l'issu du deuxième procédé.*

	Cu	Fe	Zn	Pb	Sn	Reste	Débit	Taille	Humidité
$PI_2(ELEC^2)$	98,7 %	1,0 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	41,7 t/jour	0 mm	0 %
$PI_2(PS, ER)$	100 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	41,6 t/jour	0 mm	0 %

Le produit obtenu à l'aide d'un convertisseur Peirce-Smith suivi d'un électroraffinage a une teneur en cuivre supérieure au minimum requis pour le cuivre raffiné, le flowsheet peut donc être arrêté là. L'autre produit intermédiaire a toujours une teneur trop faible, un autre procédé est donc nécessaire.

4.4.3.4 Choix des troisièmes et quatrièmes procédés pour chaque flowsheet

Le produit intermédiaire obtenu après deux fusions dans des fours électriques est à nouveau comparé avec les caractéristiques des procédés, ce qui permet de vérifier qu'à nouveau seul un four électrique peut le traiter. Le produit obtenu est présenté table 4.6.

TABLE 4.6 : *Produit intermédiaire obtenu à l'issu du troisième procédé.*

	Cu	Fe	Zn	Pb	Sn	Reste	Débit	Taille	Humidité
$PI_3(ELEC^3)$	99,5 %	0,4 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	40,1 t/jour	0 mm	0 %

Ce nouveau produit intermédiaire n'a toujours pas une teneur en cuivre suffisante, mais peut à nouveau être traité par un four électrique, ou par un four à anode. Ce qui donne deux nouveaux produits intermédiaires, présentés table 4.7.

TABLE 4.7 : *Produits intermédiaires obtenus à l'issu du quatrième procédé.*

	Cu	Fe	Zn	Pb	Sn	Reste	Débit	Taille	Humidité
$PI_4(ELEC^4)$	99,8 %	0,2 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	38,8 t/jour	0 mm	0 %
$PI_4(ELEC^3, A)$	99,8 %	0,2 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	39,6 t/jour	0 mm	0 %

Ces deux derniers produits intermédiaires ont une teneur en cuivre trop faible pour être considérés comme des anodes, mais une teneur en fer trop

importante pour être traité par électroraffinage, seul procédé qui accepte leur haute teneur en cuivre. Il s'agit donc de deux produits intraitables.

Ainsi, seul un flowsheet est capable de transformer le débris considéré en cuivre raffiné,, constitué d'une première fusion permettant de supprimer les particules solides, puis d'un convertisseur Peirce-Smith et enfin d'un électroraffinage. Les autres flowsheet permettant de traiter se débirs ne permettent pas d'atteindre une pureté supérieure à 99,8 %, ce qui est considéré comme trop faible.

4.4.4 Conclusion sur la construction des flowsheets

Une démarche de modélisation des flux de recyclage a donc été mise en place, basée sur l'utilisation de facteurs et coefficients permettant de caractériser les procédés existants pour le recyclage. Un programme permettant de mettre facilement cette approche en œuvre a été codé et présenté. Cependant, les facteurs de séparation utilisés ici sont constants et ne dépendent pas des propriétés du déchet. Afin d'améliorer la fiabilité des résultats, le remplacement de ces coefficients par des fonctions plus représentatives de la réalité a été étudié et est présentée dans la partie suivante.

4.5 Modélisation des procédés de recyclage

Dans le modèle présenté ci-dessus, un certain nombre d'hypothèses simplificatrices ont été faites, notamment en ce qui concerne les facteurs de séparation et les consommations d'énergie considérés comme constants. En réalité, en fonction de la qualité et du type d'impuretés dans le produit entrant dans le procédé, les réactions ayant lieu dans le procédé pourront être différentes, les consommations d'énergie et de matières seront donc différentes, de même que la répartition des phases. Pour obtenir ces données, une solution serait de faire une campagne de mesures importante sur tous les procédés utilisés pour le recyclage des déchets, ou bien de modéliser ces procédés à l'aide de simulateurs et de bases de données thermodynamiques. La possibilité de la mise en œuvre de cette deuxième solution a donc été étudiée dans cette section.

4.5.1 Analyse des outils disponibles pour modéliser les procédés

Différents logiciels de modélisation et simulation de procédés sont actuellement commercialisés et peuvent être utilisés ici. Par conséquent, des critères ont été définis afin d'aider à la sélection du logiciel le plus approprié :

- possibilité de simuler un procédé de production de cuivre de deuxième fusion à partir de modèles de base déjà implémentés ;
- facilité/simplicité d'utilisation ;
- existence d'exemples de modélisations déjà réalisées ou à défaut de publications en lien avec l'utilisation du logiciel pour la modélisation d'un procédé métallurgique.

Ces critères permettent de sélectionner *a priori* deux logiciels de modélisation, commercialisés sous le nom d'Aspen Plus® et de METSIM. Aspen Plus® a été développé à l'origine en vue de la modélisation de procédés propres au génie chimique. Il permet actuellement de modéliser des procédés avec des flux de solides et dispose de modèles thermodynamiques adaptés à la transformation de métaux. Cependant, les modèles de fours n'existent pas directement dans la base de données, ce qui rend leur modélisation plus complexe. METSIM est un logiciel de simulation modulaire, comme Aspen Plus®, mais plus spécifiquement dédié aux procédés métallurgiques (depuis l'extraction minière jusqu'à la production du métal raffiné). Ainsi, les différents fours de fusion et de convertissage peuvent être représentés par des modules distincts, correspondants au fonctionnement spécifique de chacun de ces fours.

Une étude bibliographique a ensuite été menée pour rechercher des exemples de modélisation de procédés de production du cuivre. Peu d'études détaillées portant sur ce sujet ont été trouvées, que ce soit pour la production primaire ou secondaire. Deux articles ont toutefois retenu notre attention. Dans le premier article, [Schultmann et al. \(2004\)](#) présentent le travail réalisé autour de la création d'un outil d'aide à la décision pour le choix d'un procédé de recyclage d'acier. Le modèle du procédé est développé sous Aspen Plus® : chaque procédé est modélisé à l'aide d'une combinaison de réacteurs et autres procédés unitaires (e.g. huit modules de réacteurs sont utilisés pour modéliser un haut fourneau), et les équilibres sont déterminés par minimisation de l'énergie de Gibbs. Dans la seconde publication, [Chamveha et al. \(2009\)](#) présentent de manière détaillée le travail de modélisation d'un four Teniente pour la fusion de

cuivre primaire à l'aide de METSIM. Dans ce cas, des mesures expérimentales ont été utilisées pour déterminer les paramètres de la modélisation, réalisée à partir du module de four Teniente proposé dans la base de procédés de METSIM. Sur la figure figure 4.7 on peut voir une copie d'écran de l'interface de METSIM : on voit que pour l'utilisateur il suffit de sélectionner le type de four pour voir un module, le nombre de courants est prédéfini en fonction du type de four, ainsi que les flux d'énergie pouvant entrer dans le four, ce qui en fait un logiciel très facile à utiliser. Pour chaque courant d'entrée, l'utilisateur sélectionne les constituants présents et le logiciel classifie automatiquement le courant en flux solide ou mélange solide-liquide (flèche grise), liquide (flèche rouge) et gazeux (flèche verte). Sur ce schéma il est donc possible de voir l'entrée de concentré solide (courant 1), les entrées d'air et d'air enrichi (courants 2 et 5), l'entrée de chutes (courant 4) et l'entrée de fondant (courant 3), ainsi que la sortie en matte liquide (courant 6), en laitier (courant 8) et les effluents gazeux (courant 7).

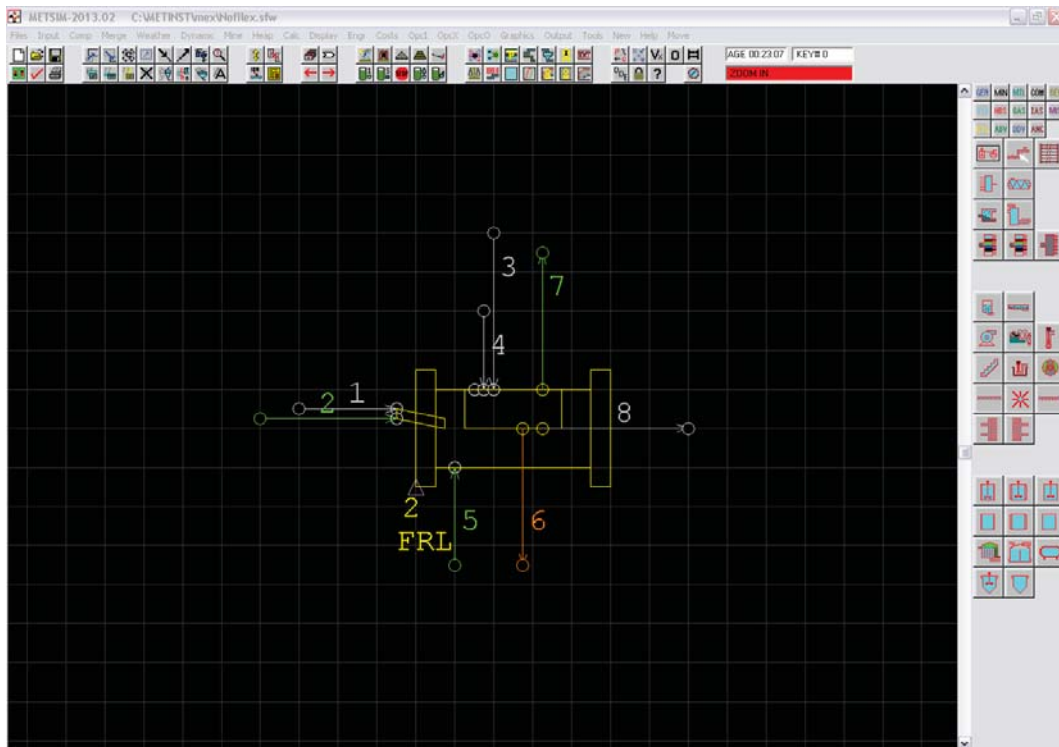


FIGURE 4.7 : Copie d'écran de l'interface METSIM avec le module FRL du four Teniente.

Ces deux articles mettent en évidence la possibilité de modéliser des procédés métallurgiques à l'aide de ces deux logiciels, mais utilisent différentes stratégies, pour lesquelles les données d'entrées nécessaires diffèrent. Ainsi, afin de choisir la démarche la mieux adaptée aux données disponibles ici, ces stratégies ont été comparées.

4.5.2 Stratégies de modélisation

Comme l'illustrent les articles de [Schultmann et al. \(2004\)](#) et [Chamveha et al. \(2009\)](#), deux stratégies principales peuvent être envisagées pour modéliser un procédé : soit les courants d'entrées et les mécanismes réactionnels sont connus et il est possible d'établir des bilans matières et thermiques, soit les constituants des courants d'entrée et de sortie sont connus et il est possible de déterminer les flux dans chaque courant grâce à la méthode de la minimisation de l'enthalpie libre (ou énergie de Gibbs).

4.5.2.1 Modélisation à l'aide des bilans matière et enthalpique

Cette méthode, basée sur un couplage bilan massique/bilan enthalpique, vise à calculer la quantité de chaleur (et donc de matière ou d'énergie) à apporter au système pour atteindre la température nécessaire à l'obtention d'un produit ayant la qualité voulue.

L'établissement des bilans est basé sur la connaissance des réactions ayant lieu dans le procédé, ainsi que des équilibres (taux de conversion ou avancement). L'écriture des bilans matières (équation 4.6) permet de relier les compositions des courants d'entrée aux courants de sortie, et l'écriture du bilan enthalpique (équation 4.7) permet de calculer la quantité d'énergie à apporter au système. Pour ce faire, il est soit possible d'utiliser de l'énergie (fioul, gaz) pour chauffer le réacteur, soit d'injecter dans le réacteur du O_2 et du SiO_2 pour que des réactions exothermiques aient lieu.

$$N_i^{R_k} = N_i^{R_{k-1}} + \nu_i^{R_k} \cdot \left(\tau^{R_k} \cdot \frac{N_{rc}^{R_k}}{|\nu_{rc}^{R_k}|} \right) \quad (4.6)$$

Dans ces réactions, la nature du constituant définit la phase dans laquelle il se trouve et par suite sa répartition dans les trois courants de sortie.

$$H^S = \sum_{i=1}^{N_c} N_i^S . h_i(T^S) = H^E + \sum_{k=1}^{10} \Delta_{R_k} h^0 \cdot \frac{N_{rc}^{R_k}}{|\nu_{rc}^{R_k}|} . \tau^{R_k} - Q_{pertes} \quad (4.7)$$

Sachant que :

$$H^E = \sum_{i=1}^{N_c} N_i^E . h_i(T^E) \quad (4.8)$$

avec :

- N_i^0 : le débit molaire du constituant i dans l'alimentation ;
- $N_i^{R_k}$: le débit molaire du constituant i après que la réaction k a eu lieu ;
- τ^{R_k} : le taux de conversion de la réaction k , $k \in [1; 10]$;
- $\nu_i^{R_k}$: le coefficient stœchiométrique algébrique du constituant i pour la réaction k ;
- rc : un réactif clé choisit dans la réaction (en général le réactif limitant) ;
- H : l'enthalpie de l'ensemble du système ;
- $h_i(T)$: l'enthalpie molaire du constituant i à la température T ;
- $\Delta_{R_k} h^0$: l'enthalpie de réaction liée à la réaction k ;
- Q_{pertes} : les pertes thermiques sur l'ensemble du procédé ;
- N_c : le nombre de constituants.
- E, S : désignent respectivement l'entrée et la sortie du four.

L'enthalpie de réaction $\Delta_{R_k} h^0$ est calculée pour chaque réaction k à partir des enthalpies standard de formation des réactifs et des produits de la réaction.

Connaissant les courants d'entrée il est relativement aisé d'imaginer les réactions chimiques pouvant avoir lieu dans le réacteur. Cependant le nombre important de réactions et les interférences pouvant avoir lieu ne permettent pas de déterminer facilement les avancements. Ainsi la mise en place d'une telle méthode nécessite de disposer de nombreuses données expérimentales sur les compositions et températures des courants de sortie pour pouvoir calculer des avancements et ainsi construire un modèle fiable. C'est la démarche qui a été choisie et suivie par [Chamveha et al. \(2009\)](#) qui ont modélisé un four Teniente à partir de données expérimentales. Cependant les données disponibles dans la littérature étant très limitées, notamment en ce qui concerne le recyclage, une telle étude ne peut être conduite à ce jour sans établir de partenariat avec une usine de traitement des déchets qui permettrait de faire des mesures.

4.5.2.2 Modélisation par minimisation de l'énergie de Gibbs

Une solution à ce problème consisterait à adopter un autre mode de calcul du bilan matière, qui ne nécessite pas la connaissance exacte des mécanismes réactionnels. On peut ainsi envisager de déterminer la sortie du réacteur (débits et compositions des courants) par minimisation de l'énergie de Gibbs (ou enthalpie libre) du système. En effet, selon le second principe de la thermodynamique, tout phénomène physique est irréversible, et crée de l'entropie. Ainsi on peut calculer l'enthalpie libre à partir des variations d'enthalpie ($\Delta_r H_T^0$) et d'entropie ($\Delta_r S_T^0$) du système à la température T selon la formule 4.9 :

$$\Delta_r G_T^0 = \Delta_r H_T^0 - T \Delta_r S_T^0 \quad (4.9)$$

Les variations d'enthalpie et d'entropie peuvent être calculées à l'aide des relations suivantes :

$$\Delta_r H_T^0 = \Delta_r H_{298K}^0 + \int_T^{298} \Delta_r C_p dT \quad (4.10)$$

$$\Delta_r S_T^0 = \Delta_r S_{298K}^0 + \int_T^{298} \frac{\Delta_r C_p}{T} dT \quad (4.11)$$

avec :

$$\Delta_r H_{298K}^0 = \sum_i \nu_i \cdot \Delta_f H_{i,298}^0 \quad (4.12)$$

$$\Delta_r S_{298K}^0 = \sum_i \nu_i \cdot S_{i,298}^0 \quad (4.13)$$

Ainsi, connaissant les constituants présents en entrée et en sortie du système ainsi que leurs propriétés thermodynamiques, il est possible de calculer l'énergie de Gibbs en fonction de la température et de la quantité de chaque constituant obtenu. Comme, à l'équilibre, l'énergie de Gibbs est minimale, il est possible de déterminer précisément les courants de sortie en minimisant cette énergie. Ainsi, sans connaître les réactions chimiques, il est possible de déterminer tous les flux d'un système en fonction de la température et des courants d'entrée.

De plus, il est possible d'exprimer l'enthalpie libre en fonction de la constante d'équilibre (K_T) de la réaction (équation 4.14) à la température T du système :

$$\Delta_r G_T^0 = -R.T.\ln(K_T) \quad (4.14)$$

La résolution de cette équation, connaissant l'énergie de Gibbs, permet de calculer la constante d'équilibre de la réaction, et par suite il est possible de retrouver l'avancement de la réaction. Cependant, dans un système complexe avec de nombreuses réactions dépendantes et faisant intervenir les mêmes constituants, cette opération n'est pas réalisable.

Pour cette étude, la modélisation via la minimisation de l'énergie de Gibbs semble possible. Des modules ont été développés sous METSIM et Aspen Plus®, qui permettent ce type de calcul. En effet, dans le cas de systèmes fortement non-idéaux, différents modèles ont été développés, qui permettent le calcul de ces paramètres. Cependant ces modèles reposent sur la connaissance précise de données thermodynamiques relatives aux constituants, ce qui n'est pas toujours le cas. Ainsi, sous Aspen Plus®, deux modèles thermodynamiques ont été implémentés, qui concernent spécifiquement des procédés métallurgiques. Toutefois, la base de données ne contient de données relatives qu'aux constituants les plus communs et certains constituants mis en jeu avec le recyclage du cuivre n'y apparaissent pas. Le même problème est rencontré avec METSIM. En l'absence de ces données thermodynamiques indispensables pour obtenir un résultat fiable, cette méthode ne peut pas non plus être appliquée.

4.5.2.3 Conclusion de la modélisation

La modélisation des procédés de recyclage permettrait de construire un modèle globale du cycle du cuivre plus précis. Cependant, face au manque de données qu'il n'est pas possible de combler dans le cadre imparti à cette étude, il a été décidé de conserver pour cette étude les données issues de la littérature telles que présentées dans la section 4.4.1 même si elles sont relatives à des conditions figées. Cette étude ouvre toutefois des perspectives, notamment via la stratégie de minimisation de l'énergie de Gibbs qui semble plus réalisable avec une connaissance limitée du milieu réactionnel. L'obtention de données

manquantes pour compléter la base de données du logiciel afin de pouvoir réaliser cette modélisation permettrait de compléter ce travail.

4.6 Conclusion

Ce chapitre a montré qu'il existe de nombreuses solutions pour recycler le cuivre, et que des procédés efficaces et fiables fonctionnent déjà dans de nombreux pays. La mise en place d'une filière de recyclage du cuivre en France ne nécessite donc pas le développement de nouveaux procédés ou technologies, mais le choix des procédés les mieux adaptés.

A partir de données issues de la littérature, les procédés les plus prometteurs ont donc été caractérisés (notamment à travers les taux de séparation des constituants et la consommation d'énergie) afin de construire des flowsheets de recyclage permettant de transformer chaque type de déchet en cuivre raffiné et d'évaluer les impacts liés à ces flowsheets (coûts, impacts sur l'environnement, etc.). Ainsi, une méthode de construction de flowsheets de recyclage du cuivre à partir de connaissances limitées sur les procédés a été mise en œuvre, permettant de concevoir des chaînes de procédés (flowsheet) sans *a priori*. Cette méthode, initialement proposée par Suljada (2001), a été adaptée, améliorée et complétée afin de répondre à la problématique traitée ici, en introduisant la possibilité de pré-traitement permettant de modifier les propriétés physiques (séchage, broyage, etc.) et ainsi élargir la gamme de choix, ainsi que le calcul des consommations énergétiques et de matière des flowsheets. Un programme permettant de construire tous les flowsheets adaptés au traitement d'un débris spécifique a été écrit sous Matlab® à partir de cette méthode. L'objectif est d'utiliser ce programme pour choisir les meilleures options de recyclage des déchets de cuivre à l'échelle de la France.

Enfin, l'amélioration de ce modèle via la modélisation des procédés a été étudiée : l'objectif était de remplacer les facteurs de séparations et les consommations énergétiques issues de la littérature par des données plus précises, variant en fonction des matières premières, etc. Cependant, comme cela a été mentionné ci-avant, faute de données suffisantes, les démarches proposées de modélisation des procédés n'ont pas pu être mises en œuvre. Le programme a été écrit de façon générique pour intégrer facilement cette modélisation au modèle de construction des flowsheets.

Nous disposons à présent de tous les outils pour calculer les impacts de la gestion du cuivre en fonction des flux. Il reste à formuler le problème d'optimisation.

Formulation du problème d'optimisation

5

Table des matières

5.1	Introduction	140
5.2	Construction du modèle	141
5.3	Choix de la stratégie d'optimisation	152
5.4	Application à la gestion des cartes de circuits imprimés . .	164
5.5	Conclusion	170

NOMENCLATURE

$C_{collecte}$:	coût de la collecte des déchets (Andrup et al., 2011)
$C_{elimination}$:	coût de l'élimination des déchets (enfouissement ou incinération) (Andrup et al., 2011)
C_{I-E} :	coût des importations et exportations
$C_{recyclage}$:	coût lié aux procédés de recyclage, calculé à partir de la consommation énergétique et de matière des procédés mais sans prendre en compte les coûts d'investissement (infrastructure, etc.)
C_{Total} :	coût total en unité monétaire
C_{tri} :	coût du tri des déchets pour en extraire les débris
d_i :	variable de décision
E ou E_i :	flux entrants
$EI_{collecte}$:	impacts liés à la collecte des déchets (sélective ou non)
$EI_{elimination}$:	impacts liés à l'élimination des déchets (enfouissement ou incinération)
EI_{I-E} :	impacts imputés aux importations et exportations (de cuivre, de déchets, etc.)
$EI_{recyclage}$:	impacts exclusivement liés aux procédés de recyclage, calculés à partir de la consommation énergétique et de matière des procédés et en utilisant des facteurs d'impacts de la base de données EcoInvent (Classen et al., 2007) (extraits du logiciel SimaPro)
EI_{Totaux} :	impacts totaux sur l'environnement exprimés en équivalent CO_2
EI_{tri} :	impacts liés au tri des déchets pour en extraire les débris
$\vec{F}(\vec{x})$:	vecteur des critères à minimiser
$\vec{g}(\vec{x})$:	vecteur des contraintes de type inégalité
$\vec{h}(\vec{x})$:	vecteur des contraintes de type égalité
I ou $Import$:	les importations
D :	élimination (Discarding)
E ou $Export$:	les exportations
G :	les émissions
$NRJ_{collecte}$:	consommation énergétique de la collecte des déchets (sélective ou non)
$NRJ_{elimination}$:	consommation énergétique de l'élimination des déchets
NRJ_{I-E} :	consommation énergétique imputée aux importations et exportations
$NRJ_{recyclage}$:	consommation énergétique (et de matières) des procédés
NRJ_{Total} :	consommation énergétique totale

NRJ_{tri} :	consommation énergétique liée au tri des déchets pour en extraire les débris
P :	traitement (Processing)
$Pertes_E$:	le cuivre se trouvant dans les déchets ou débris exportés
$Pertes_{\text{élimination}}$:	le cuivre se trouvant dans les catégories de déchets ni triées, ni envoyées directement au recyclage ou dans les débris éliminés
$Pertes_{NS}$:	le cuivre se trouvant dans les déchets collectés non-sélectivement
$Pertes_{\text{recyclage}}$:	le cuivre se trouvant dans les déchets issus des procédés de recyclage
$Pertes_{\text{Totales}}$:	les pertes totales de cuivre
Q_i :	débit du flux i
R :	les ressources naturelles
S ou S_i :	flux sortants
U :	les “use”
V :	les ‘supply’
W_u :	l’utilisation de déchets
W_V :	déchets produits
\vec{x} :	vecteur des variables de décision
y :	fraction des entrées allant dans la sortie principale
ΔS :	la variation de stocks
ε_j :	borne supérieure de la fonction j
τ_i :	taux d’utilisation du flowsheet i

5.1 Introduction

La modélisation des flux à l'échelle de la France et l'étude des procédés de recyclage nous ont permis de caractériser précisément le cycle contemporain du cuivre. L'enjeu est donc maintenant d'évaluer les impacts liés à la gestion de la ressource en fonction des différents scénarios.

En ce qui concerne le cuivre en France, il a déjà été mis en évidence que la plupart des pertes ont lieu lors de l'étape de gestion des déchets, car la France ne recycle que 3,5 % du cuivre collecté et exporte la plupart du reste (Gie et al., 2010c). Pour parvenir à un système plus durable, la question de l'amélioration de la gestion des déchets et notamment du recyclage doit être posée, c'est pourquoi les différents procédés de recyclage du cuivre ont été étudiés. Cependant, un système de recyclage efficace n'implique pas seulement des procédés efficaces, mais nécessite également une boucle de gestion optimisée. Par exemple, Giurco and Petrie (2007) ont montré que pour réduire l'empreinte carbone du cuivre, les technologies innovantes ne jouent qu'un rôle limité.

Cette étude concerne donc toute la boucle de gestion de la ressource, et prend en compte la collecte des déchets, la possibilité de trier à plusieurs niveaux et les différents procédés de recyclage, couplés à celle d'importer et d'exporter des déchets.

L'application au cas de la France est intéressant pour d'autres pays industrialisés, notamment ceux qui n'extraient plus de cuivre mais qui sont de grands importateurs de cuivre raffiné pour leur consommation.

La partie 5.2 présente la superstructure proposée pour représenter le cycle de la ressource et met en évidence les différentes stratégies de gestion par l'introduction des variables de décision (paragraphe 5.2.1). Une fois ces variables identifiées, la deuxième étape de la construction du modèle exprime les critères retenus en fonction de ces variables de décision (paragraphe 5.2.2).

La dernière étape (partie 5.3) vise à définir la stratégie d'optimisation des impacts. Enfin le paragraphe 5.4 illustre la méthodologie avec une application à un exemple simplifié : le traitement des cartes de circuit imprimées.

5.2 Construction du modèle

L'objectif de cette partie est de représenter mathématiquement tous les flux de cuivre et de mettre en évidence toutes les variables de décision sur lesquelles il est possible d'agir de façon à proposer un modèle durable de gestion de la ressource.

5.2.1 Formulation du problème

Comme souligné précédemment, la mise en place d'un système efficace de gestion des ressources implique la prise en considération d'une boucle complète de gestion. Ainsi, une superstructure est proposée, qui vise à englober toutes les options possibles de gestion, comme illustré dans la figure 5.1. Dans cette superstructure, il y a deux contraintes (la satisfaction de la demande en cuivre raffiné et en alliages, estimée à partir de l'utilisation) et une donnée d'entrée fixée (le gisement de déchets). Ces trois paramètres sont en effet considérés ici comme ne pouvant être modifiés, et les valeurs retenues sont celles calculées dans la chapitre 3. Tous les autres flux sont laissés libres et donc considérés comme des variables de décision. Il est à noter que cette superstructure se veut très générique et dans un premier temps aucune contrainte technique n'a été mise. C'est pourquoi dans la définition du modèle, chaque débris peut *a priori* être recyclé, incinéré, enfoui, importé ou exporté. L'objectif était que toutes les possibilités soient envisagées dans le modèle, afin que lors de sa mise en œuvre pour une situation particulière, il soit facile de l'adapter en enlevant des flux ou en ajoutant des restrictions.

Le processus de décision commence à partir de la quantité totale de déchets produits (donnée fixée). Ensuite, les décisions sont prises dans l'ordre de circulation des déchets (table 5.1) :

- Les déchets peuvent être collectés (en totalité ou en partie) de façon sélective ou non (d1). Il est supposé que les déchets collectés non-sélectivement ainsi que les déchets mélangés importés sont éliminés : ils peuvent être soit enfouis, soit incinérés (d2)¹.

1. Il est à noter que, dans cette formulation, aucune restriction n'a été fixée concernant l'élimination des déchets. Il serait toutefois tout-à-fait possible d'ajouter une contrainte pour prendre en compte les différentes réglementations restreignant les catégories de déchets à incinérer, l'obligation de tri, etc.

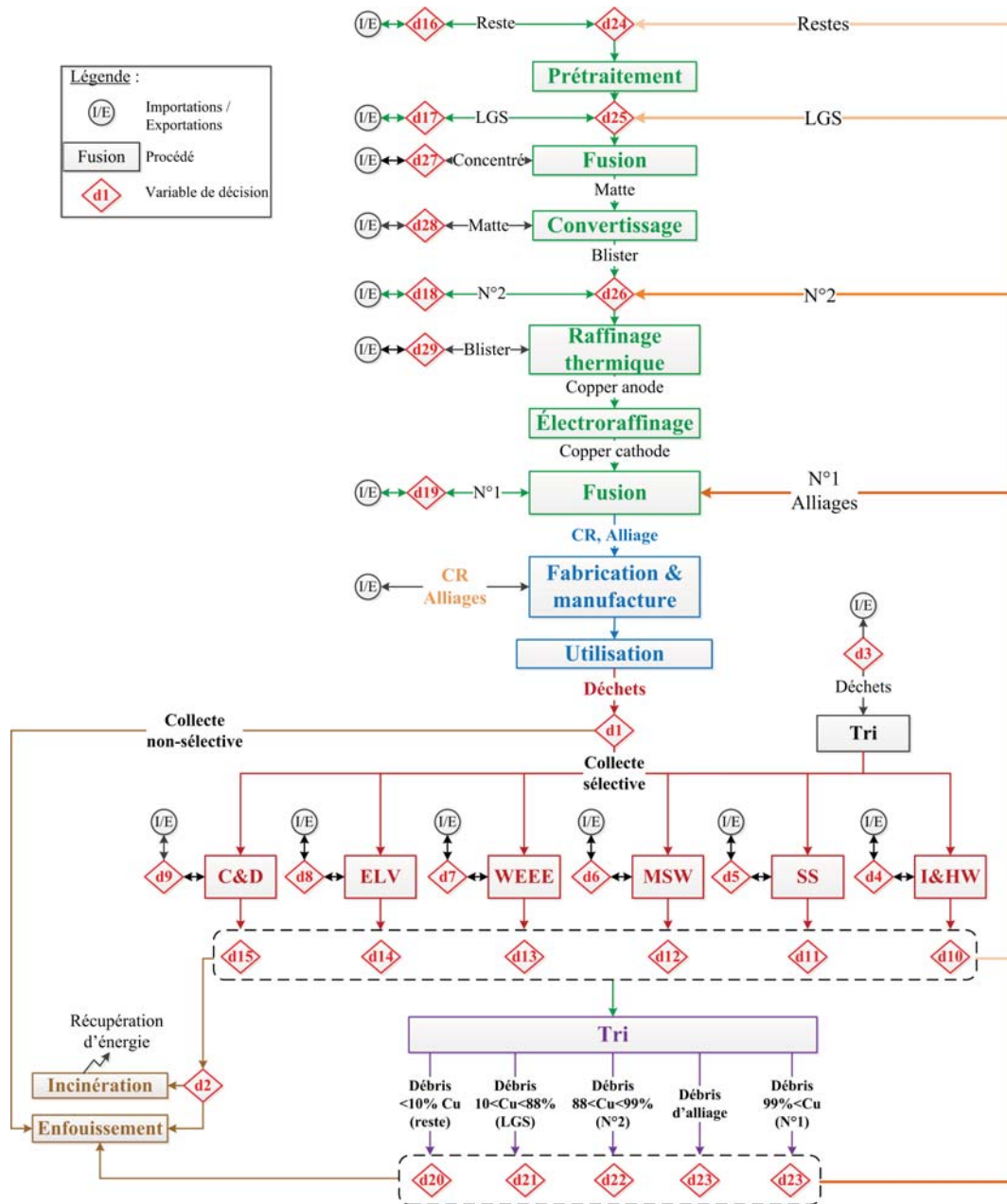


FIGURE 5.1 : Superstructure des chemins de traitement du cuivre.

- La fraction de déchets collectés sélectivement est divisée en six courants : les déchets de la construction et de la démolition (C&D), les véhicules hors d’usage (ELV), les déchets des équipements électriques et électroniques (WEEE), les ordures ménagères (MSW), les boues d’épuration (SS) et les déchets industriels et dangereux (I&HW). Il est possible de choisir d’importer ou d’exporter des déchets mélangés (d3). Dans ce cas, on suppose que les déchets exportés sont issus de la fraction de déchets collectés non-sélectivement, alors que les déchets mélangés importés sont supposés l’être pour recyclage : ils sont donc triés puis intégrés aux six flux de déchets collectés sélectivement.
- Les décisions concernant chacun de ces flux sont ensuite prises de façon indépendante : il est possible d’importer ou d’exporter des flux déjà triés contenant l’un de ces déchets (d4-d9), puis pour chaque courant un choix est fait entre élimination, recyclage et tri (d10-d15).
- Si le courant est envoyé au tri, il est divisé en flux de débris n°1, n°2, faible teneur (LGS), alliage et reste. Si le courant est directement envoyé au recyclage, en fonction de sa teneur en cuivre ($<$ ou $>$ à 10 %), il est soit mélangé au flux de LGS soit au flux contenant le reste.
- Ensuite, pour chaque flux de débris de chaque provenance, un choix est fait entre élimination et recyclage (d20-d23). Il est par exemple possible de recycler les LGS provenant des WEEE tout en éliminant ceux provenant des SS.
- En outre, il est également possible d’importer ou d’exporter des débris (d16-d19). Il est supposé que les débris importés ne le sont pas pour être éliminés et sont donc envoyés au recyclage.
- Enfin les débris entrent dans la chaîne de traitement : il est alors possible d’importer des concentrés, mattes et blisters de l’industrie de première transformation du cuivre pour les mélanger aux débris (d27-d29), puis une variable de décision permet de choisir le flowsheet retenu (d24-d26). Il est à noter que les débris peuvent tous être recyclés dans un même flowsheet en étant intégrés à l’étape qui correspond à leur concentration comme cela figure sur le schéma, ou alors être traités dans des unités différentes avec des flowsheets distincts.

- Les débits d'importations (ou d'exportations) de cuivre raffiné (CR) et d'alliages sont calculés par la différence entre la demande et la quantité produite grâce au recyclage.

Comme cela a été mentionné, chaque procédé produit, en plus du produit désiré, des déchets gazeux, solides et liquides. Lorsque leur teneur en cuivre le permet, les déchets solides et liquides issus d'un procédé sont recyclés en étant intégrés à une alimentation de teneur équivalente (par exemple, les déchets issus de la conversion de la matte en blister peuvent être mélangés avec les concentrés). Afin de ne pas alourdir le schéma, ces flux de recyclage n'ont pas été représentés.

Il est à noter que la puissance 6 pour le domaine de définition du ratio d'incinération et le choix entre traitement (P) et élimination (D) pour les débris restants et les LGS vient du fait que le choix est fait pour chacune des catégories de déchets. La dimension 2 pour les débris n°2 vient du fait que ces débris ne sont présents en quantité significative que dans les WEEE et ELV. La dimension 6 pour les débris n°1 et d'alliages vient du fait que ces débris sont tous deux présents en quantité significative dans les WEEE, ELV et C&D.

En ce qui concerne le choix du flowsheet, une variable de décision pour chaque catégorie de débris a été retenue pour la superstructure. Cependant, dans la formulation finale du problème, des hypothèses simplificatrices ont été retenues :

- les débris n°1 et les alliages ont été supposés suffisamment purs pour être seulement coulés en formes ; un seul flowsheet est donc retenu pour ces débris, ne contenant qu'un procédé.
- seule la technologie hydrométallurgique peut à l'heure actuelle traiter les débris ayant une teneur inférieure à 10 % ; les débris restants ne peuvent donc être recyclés qu'à l'aide d'un seul flowsheet.
- pour les débris n°2 et à faible teneur, de nombreux flowsheets peuvent être construits, en fonction de leur composition à l'entrée du processus de recyclage. Pour définir ces flowsheets, deux options sont envisageables :
 - utiliser la fonction *flowsheet* (présentée dans le chapitre 4) à chaque itération du calcul pour ne construire que les flowsheets adaptés aux débris obtenus à cette itération, et ainsi choisir entre un nombre limité d'options pour son recyclage ;

TABLE 5.1 : Variables de décision.

di	Variable	Domaine de définition	Type de variable
d1	Taux de déchets collectés sélectivement	$[0 ; 1]$	Continue
d2	Fraction de déchets enfouie (le reste étant incinéré)	$[0 ; 1]^6$	Continue
d3	I-E de déchets mélangés (kt/an)	\mathbb{R}	Continue
d4	I-E d'I&HW (kt/an)	\mathbb{R}	Continue
d5	I-E de SS (kt/an)	\mathbb{R}	Continue
d6	I-E de MSW (kt/an)	\mathbb{R}	Continue
d7	I-E de WEEE (kt/an)	\mathbb{R}	Continue
d8	I-E d'ELV (kt/an)	\mathbb{R}	Continue
d9	I-E de C&D (kt/an)	\mathbb{R}	Continue
d10	Choix entre P, S et D pour les I&HW	$\{1; 2; 3\}$	Entière
d11	Choix entre P, S et D pour les SS	$\{1; 2; 3\}$	Entière
d12	Choix entre P, S et D pour les MSW	$\{1; 2; 3\}$	Entière
d13	Choix entre P, S et D pour les WEEE	$\{1; 2; 3\}$	Entière
d14	Choix entre P, S et D pour les ELV	$\{1; 2; 3\}$	Entière
d15	Choix entre P, S et D pour les C&D	$\{1; 2; 3\}$	Entière
d16	I-E de débris restant (Reste) (kt/an)	\mathbb{R}	Continue
d17	I-E de débris à faible teneur (LGS) (kt/an)	\mathbb{R}	Continue
d18	I-E de débris haute teneur (N°2) (kt/an)	\mathbb{R}	Continue
d19	I-E de débris purs (N°1) (kt/an)	\mathbb{R}	Continue
d20	Choix entre P et D pour les débris restant	$\{0; 1\}^6$	Binaire
d21	Choix entre P et D pour les LGS	$\{0; 1\}^6$	Binaire
d22	Choix entre P et D pour les débris N°2	$\{0; 1\}^2$	Binaire
d23	Choix entre P et D pour les débris purs et alliages	$\{0; 1\}^6$	Binaire
d24	Choix du flowsheet pour les débris restant	\mathbb{N}^*	Entière
d25	Choix du flowsheet pour les LGS	\mathbb{N}^*	Entière
d26	Choix du flowsheet pour les débris N°2	\mathbb{N}^*	Entière
d27	I-E de concentré de cuivre (kt/an)	\mathbb{R}	Continue
d28	I-E de mattes (kt/an)	\mathbb{R}	Continue
d29	I-E de blister (kt/an)	\mathbb{R}	Continue

Légende : P : traitement - S : tri - D : élimination - I-E : importations moins exportations

- ou construire un grand nombre de flowsheets parmi lesquels choisir, sachant que beaucoup d'entre eux ne seront pas adaptés au débris obtenu à une itération donnée.

La première option de construction des flowsheets au fur et à mesure des itérations permettait de réduire le nombre de flowsheets parmi lesquels choisir et allégeait ainsi l'étude. Cependant, il s'est avéré que lors du processus d'optimisation, ce mode de choix ne fonctionnait pas car une même variable de décision (donnant l'indice du flowsheet retenu), au fur et à mesure des itérations, ne correspondait pas au même flowsheet ce qui perturbait beaucoup le processus d'optimisation. La seconde option a donc été finalement retenue.

La fonction *flowsheet* a été utilisée pour construire tous les flowsheets possibles pour une catégorie de déchets donnée. Afin de limiter le nombre de solutions, le nombre maximal de procédés par flowsheet a été fixé à cinq et les prétraitements permettant de modifier les propriétés physiques ont été supprimés. Cela a permis de construire 7 flowsheets pour les débris n°2 et 127 pour les débris à faible teneur (LGS). Ce nombre important de flowsheets pour les débris à faible teneur s'explique par la large gamme de concentrations que ces débris peuvent avoir (de 10 à 88 % de cuivre). Ces flowsheets, comme cela a été détaillé dans le chapitre 4 sont des combinaisons différentes des dix procédés unitaires utilisés pour le recyclage du cuivre, et sont listés en annexe D.

Enfin, on observe que la formulation proposée ici comprend plusieurs non-linéarités :

- au niveau de la formulation des choix (quantité de déchets enfouie ou incinérée, recyclée ou éliminée, etc.) : par exemple pour un flux entrant E se partageant en deux flux de sortie S_1 et S_2 avec une fraction y allant dans la sortie 1, on aura les équations non-linéaires $S_1 = y.E$ et $S_2 = (1-y).E$;
- au niveau du calcul de la concentration en métaux dans les différents flux (nécessaire pour la construction des flowsheets de recyclage) : par exemple si deux flux E_1 et E_2 se mélangent, la concentration en cuivre (Cu) dans le flux de sortie S est calculée à l'aide de l'équation non-linéaire $Cu_S = \frac{Cu_{E_1} \times Q_{E_1} + Cu_{E_2} \times Q_{E_2}}{Q_{E_1} + Q_{E_2}}$, avec Q_i le débit du flux i ;
- au niveau des conditions de choix "si" : par exemple les catégories de déchets directement recyclées sont mélangées aux débris à faible teneur si leur teneur en cuivre est supérieure à 10 %, et aux débris restants sinon,

ce qui nécessite l'utilisation de la fonction "si" sur des variables, ce qui n'est pas possible en programmation linéaire.

Une fois la structure et les variables du problème définies, il est nécessaire de déterminer de quelle façon les impacts seront calculés, ce qui est décrit dans la section 5.2.2. De plus, comme le montre la table 5.1, le problème à résoudre ici est mixte avec des variables continues, entières et binaires. Cela va impacter le choix de la méthode d'optimisation, comme décrit dans la section 5.3.4.

5.2.2 Évaluation des impacts

La superstructure définie ci-avant a identifié les variables sur lesquelles il est possible de jouer pour optimiser la gestion de la ressource. L'objectif ici est maintenant de caractériser les différents impacts inhérents à son utilisation en fonction de choix de gestion opérés.

Compte tenu des problématiques concernant la raréfaction du cuivre et la volonté de s'inscrire dans le contexte du développement durable, six enjeux principaux ont été retenus :

- la minimisation des coûts,
- la minimisation des impacts sur l'environnement,
- la minimisation de la consommation énergétique,
- la minimisation des pertes de ressource,
- la minimisation des importations de cuivre raffiné,
- la minimisation des importations d'alliages de cuivre.

Le premier critère, la minimisation du coût, peut être considéré comme inévitable car la mise en place d'une solution de gestion ne peut se faire que si elle est viable économiquement. La minimisation des impacts environnementaux s'inscrit dans une logique de développement durable, et permet, couplée à l'optimisation économique, de proposer une solution viable, comme nous l'avons vu dans le chapitre 1. Le critère de minimisation de la consommation énergétique a été retenu car l'industrie métallurgique est fortement consommatrice d'énergies fossiles, et en fonction notamment des choix de procédés de recyclage et donc du type d'énergie consommée, une consommation d'énergie plus faible n'est pas forcément synonyme d'une diminution des impacts sur l'environnement ni des coûts. Enfin les trois derniers critères visent tous à lutter contre l'épuisement de la ressource.

Cette partie présente donc les hypothèses retenues pour l'évaluation de ces critères.

5.2.2.1 Calcul des impacts environnementaux

Les impacts environnementaux liés à la gestion d'une ressource sont nombreux et leur évaluation peut s'avérer complexe. Ici, en première approximation, seules les émissions de gaz à effet de serre ont été considérées. Les résultats sont donc exprimés en kg_{eqCO_2}/an . Afin de les évaluer, une approche basée sur la méthode d'analyse du cycle de vie a été mise en œuvre : les facteurs d'impacts issus de la base de donnée EcoInvent© ont été intégrés au modèle et les impacts de tous les flux du cycle du cuivre ont été calculés.

Afin de pouvoir par la suite mener une étude plus fine des résultats, les sources d'impacts ont été découpées en cinq catégories principales : les impacts liés aux procédés de production de cuivre raffiné, à la collecte des déchets, à l'élimination des déchets, au processus de tri permettant d'extraire les débris des déchets et enfin aux importations et exportations. Les impacts sur l'environnement (EI) totaux sont donc calculés selon l'expression suivante (5.1) :

$$EI_{Totaux} = EI_{recyclage} + EI_{collecte} + EI_{élimination} + EI_{tri} + EI_{I-E} \quad (5.1)$$

avec :

- EI_{Totaux} : impacts totaux sur l'environnement exprimés en équivalent CO_2 ;
- $EI_{recyclage}$: impacts exclusivement liés aux procédés de recyclage, calculés à partir de la consommation énergétique et de matière des procédés et en utilisant des facteurs d'impacts de la base de données EcoInvent (Classen et al., 2007) (extraits du logiciel SimaPro) ;
- $EI_{collecte}$: impacts liés à la collecte des déchets (sélective ou non) ;
- $EI_{élimination}$: impacts liés à l'élimination des déchets (enfouissement ou incinération) ;
- EI_{tri} : impacts liés au tri des déchets pour en extraire les débris ;
- EI_{I-E} : impacts imputés aux importations et exportations (de cuivre, de déchets, etc.).

Il est à noter qu'en ce qui concerne les importations et exportations, les impacts sont non seulement dus au transport des produits importés, mais également à leur production. En effet, afin de ne pas pénaliser le cuivre recyclé en France par rapport à du cuivre primaire produit à l'étranger, un impact équivalent à l'impact que le produit importé aurait eu s'il avait été produit en France a été imputé aux semi-produits ou produits de cuivre. Les facteurs d'impacts utilisés sont présentés dans l'annexe E.2.

Une perspective de ce travail sera de réaliser une analyse du cycle de vie complète de la boucle de gestion du cuivre, ou au moins des procédés de recyclage, afin d'évaluer tous les impacts environnementaux, d'étudier les comportements de ces différents impacts et de proposer une méthode pour les prendre tous en compte, tout en conservant des temps de calcul raisonnables.

5.2.2.2 Calcul des impacts économiques

L'évaluation du critère économique vise à calculer le coût annuel de la gestion de la ressource, il est donc exprimé en €/an. Les hypothèses retenues ici pour calculer ces coûts, présentées en annexe E.1, sont valables dans le contexte actuel, et peuvent donc être sujettes à des variations, ce qui n'est pas le cas des autres impacts.

De la même manière que pour les impacts sur l'environnement, les coûts (C) sont répartis dans cinq catégories et le coût total est calculé à l'aide de l'équation 5.2 :

$$C_{Total} = C_{recyclage} + C_{collecte} + C_{elimination} + C_{tri} + C_{I-E} \quad (5.2)$$

avec :

- C_{Total} : coût total en unité monétaire ;
- $C_{recyclage}$: coût lié aux procédés de recyclage, calculé à partir de la consommation énergétique et de matière des procédés mais sans prendre en compte les coûts d'investissement (infrastructure, etc.) ;
- $C_{collecte}$: coût de la collecte des déchets (Andrup et al., 2011) ;
- $C_{elimination}$: coût de l'élimination des déchets (enfouissement ou incinération) (Andrup et al., 2011) ;
- C_{tri} : coût du tri des déchets pour en extraire les débris ;

- C_{I-E} : coût des importations et exportations.

Peu de données étant disponibles sur les coûts d'investissement, d'entretien des infrastructures, de démantèlement, etc., et considérant que sur la durée de vie de l'installation ces coûts sont minoritaires, il a été décidé de ne pas les prendre en compte pour cette première étude. Cependant, la mise en place d'une filière efficace de traitement des débris de moyenne et faible teneur en France nécessitera la construction de telles infrastructures et une suite de ce travail pourrait être de réaliser une étude plus fine incluant ces coûts. D'autre part, le coût des importations et exportations prend en compte le transport des déchets, mais aussi l'achat ou la vente des débris ayant une valeur commerciale.

5.2.2.3 Calcul de la consommation d'énergie

D'importantes quantités d'énergie sont nécessaires à la production de cuivre, mais il est également nécessaire d'apporter des matières telles que de l'eau, du silicium, etc. aux procédés de production et de recyclage du cuivre. Le calcul de la consommation énergétique intègre ces consommations de matières, qui peuvent être exprimées en kWh/an comme nous l'avons vu dans le paragraphe 4.4.1.

Ainsi, de la même manière que précédemment, la consommation totale d'énergie (NRJ) a été calculée à l'aide de l'équation 5.3 :

$$\begin{aligned} NRJ_{Total} = & NRJ_{recyclage} + NRJ_{collecte} + NRJ_{\text{élimination}} \\ & + NRJ_{tri} + NRJ_{I-E} \end{aligned} \quad (5.3)$$

avec :

- NRJ_{Total} : consommation énergétique totale ;
- $NRJ_{recyclage}$: consommation énergétique (et de matières) des procédés ;
- $NRJ_{collecte}$: consommation énergétique de la collecte des déchets (sélective ou non) ;
- $NRJ_{\text{élimination}}$: consommation énergétique de l'élimination des déchets ;
- NRJ_{tri} : consommation énergétique liée au tri des déchets pour en extraire les débris ;
- NRJ_{I-E} : consommation énergétique imputée aux importations et exportations.

5.2.2.4 Calcul des pertes

Les pertes de cuivre (*Pertes*) ont été identifiées dans quatre secteurs principaux : les pertes ayant lieu lors de la collecte, en considérant que les déchets collectés de manière non-sélective ne sont pas recyclés ; les pertes liées à l'élimination de certaines catégories de déchets après collecte sélective ou à l'élimination de débris ; les pertes des procédés et enfin le cuivre exporté dans les déchets ou débris a été considéré comme perdu.

$$\begin{aligned} Pertes_{Totales} = & Pertes_{NS} + Pertes_{\text{élimination}} \\ & + Pertes_{\text{recyclage}} + Pertes_E \end{aligned} \quad (5.4)$$

avec :

- $Pertes_{Totales}$: les pertes totales de cuivre ;
- $Pertes_{NS}$: le cuivre se trouvant dans les déchets collectés non-sélectivement ;
- $Pertes_{\text{élimination}}$: le cuivre se trouvant dans les catégories de déchets ni triées, ni envoyées directement au recyclage ou dans les débris éliminés ;
- $Pertes_{\text{recyclage}}$: le cuivre se trouvant dans les déchets issus des procédés de recyclage ;
- $Pertes_E$: le cuivre se trouvant dans les déchets ou débris exportés.

5.2.2.5 Importations de cuivre raffiné et d'alliages

Les deux derniers critères retenus pour cette étude sont les quantités de cuivre raffiné et d'alliages importés. Ces deux critères ne sont pas ici considérés comme des fonctions-objectifs, mais comme des contraintes. En effet, comme cela a été dit, la quantité de cuivre primaire disponible sur terre est limitée et l'approvisionnement en ressource pourrait devenir difficile dans les années à venir. Il a donc été décidé de fixer une contrainte sur ces deux critères plutôt que de les minimiser : il a ainsi été choisi de ne pas importer de cuivre raffiné ni d'alliages. Ce qui conduit à l'obtention d'un problème d'optimisation mixte, non-linéaire, quadriobjectif et avec deux contraintes de type inégalité ($Importations - Exportations \leq 0$).

5.2.3 Bilan sur la construction du modèle

Une superstructure est donc proposée visant à exprimer les différents flux, et par là les différents impacts, en fonction de nombreuses variables de décision. Afin de choisir les meilleures valeurs possibles pour ces variables, il est donc proposé d'avoir recourt à une méthode d'optimisation. Une revue bibliographique des outils d'optimisation doit donc être menée pour choisir la méthode la mieux adaptée à notre problème. Il est à noter que, intuitivement, les fonctions à optimiser seront antagonistes, au moins pour certaines d'entre elles. Le choix de la stratégie d'optimisation s'est donc fait en gardant à l'esprit que le problème considéré est mixte, complexe, multiobjectif, et avec des contraintes.

5.3 Choix de la stratégie d'optimisation

Comme nous l'avons vu, le problème que nous traitons ici est particulièrement complexe. Le choix de la méthode d'optimisation utilisée pour sa résolution est donc particulièrement délicat et nécessite une comparaison approfondie des outils. Cette partie présente donc les différentes méthodes d'optimisation afin de choisir la mieux adaptée.

5.3.1 Formulation d'un problème d'optimisation multiobjectif

Avant de regarder en détail les méthodes d'optimisation, il est intéressant de rappeler la formulation générale d'un problème d'optimisation.

Si on note $\vec{F}(\vec{x})$ le vecteur des critères à minimiser, également appelés fonctions-objectifs, avec \vec{x} le vecteur des variables de décision ($\vec{x} \in \mathbb{R}^d : d$ variables de décision), il s'agit alors de résoudre un problème d'optimisation qui peut être formulé de la façon suivante :

Minimiser $\vec{F}(\vec{x})$, $\vec{F}(\vec{x}) \in \mathbb{R}^n : n$ fonctions-objectifs
 avec $\vec{g}(\vec{x}) \leq 0$, $\vec{g}(\vec{x}) \in \mathbb{R}^m : m$ contraintes de type inégalité
 et $\vec{h}(\vec{x}) = 0$, $\vec{h}(\vec{x}) \in \mathbb{R}^p : p$ contraintes de type égalité

Dans cette formulation, si $n = 1$ il s'agit d'un problème monobjectif, pour lequel il doit alors être possible de trouver une solution optimale, alors que si $n \geq 2$ il s'agit d'un problème multiobjectif, pour lequel il va souvent falloir trouver une solution de compromis si les objectifs ne sont pas optimisés pour le même jeu de variables de décision. En effet, en pratique, les critères

économiques et environnementaux sont par exemple souvent contradictoires et l'enjeu est de trouver la solution qui permet de les minimiser tous les deux "de la meilleure façon possible". Pour cela, une solution est d'utiliser le "front de Pareto", qui est défini comme étant l'ensemble des solutions de compromis, ou des solutions non-dominées (entre deux solutions, lorsqu'un critère est amélioré, au moins un des autres critères est détérioré).

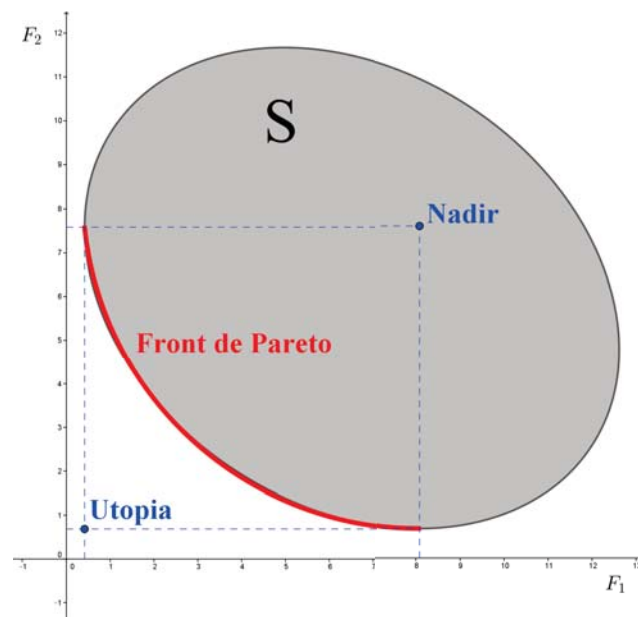


FIGURE 5.2 : Exemple de front de Pareto.

La figure 5.2 présente un front de Pareto classique pour une optimisation biobjectif visant à minimiser deux critères (ici F_1 et F_2) : S représente l'ensemble des valeurs prises par ces deux fonctions lorsque les variables de décision varient, et dans cet ensemble le front de Pareto regroupe les "meilleurs" points. Sur cette figure, deux points particuliers sont représentés : les points *Utopia* et *Nadir*. Le point *Utopia* est le "meilleur point théorique" : il est obtenu en minimisant séparément les deux critères ; alors que le point *Nadir* est le "plus mauvais point théorique", dont les coordonnées correspondent aux plus mauvaises valeurs obtenues pour chaque fonction-objectif quand l'ensemble de solutions est restreint au front de Pareto.

5.3.2 État de l'art des méthodes d'optimisation

Une fois le problème clairement défini, il est possible de s'intéresser aux outils et méthodes utilisés pour le résoudre. Différents outils d'optimisation mathématique ont été développés et sont utilisés pour résoudre ces problèmes. On distingue généralement deux grandes familles de problèmes d'optimisation : les problèmes que l'on peut formuler de façon linéaire (LP : Linear Programming) et les problèmes ayant une formulation non-linéaire (NLP : Non-linear Programming). Si les problèmes contiennent des variables de décision entières, on parle alors de formulation MILP (Mixed-Integer Linear Programming) ou MINLP (Mixed-Integer Nonlinear Programming). Pour résoudre les problèmes NLP, il existe de nombreuses méthodes que l'on peut de nouveau partager en deux familles : les méthodes déterministes et les méthodes stochastiques (ou évolutionnistes). La figure 5.3 présente les méthodes d'optimisation les plus utilisées classées en fonction de leur famille (détaillées en section 5.3.2.1 et 5.3.2.2).

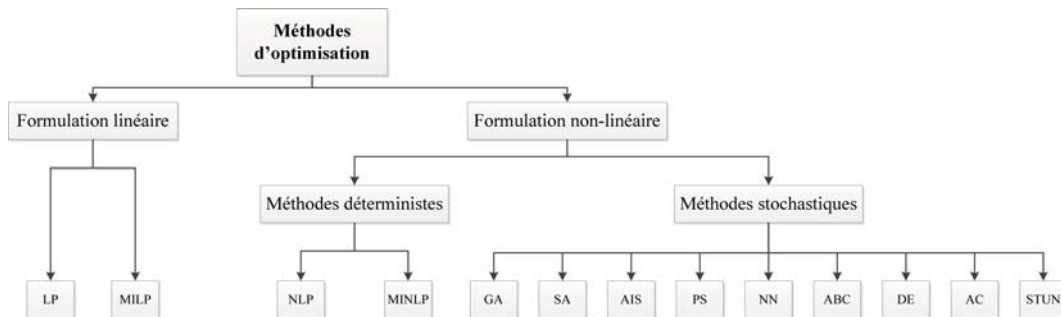


FIGURE 5.3 : Principales méthodes d'optimisation classées par famille (*Garcia et al., 2005; Boix, 2011*).

5.3.2.1 Méthodes déterministes

Les méthodes LP et MILP permettent de réaliser une optimisation monobjectif garantissant de trouver le minimum (ou maximum) global en un temps généralement très court pour des problèmes parfaitement décrits et linéaires.

Les méthodes déterministes NLP ou MINLP sont souvent utilisées pour des problèmes monobjectif, ayant donc une solution optimale unique. Ces méthodes sont couramment mises en œuvre pour la conception ou l'amélioration

des procédés industriels car il est possible de gérer des problèmes avec des contraintes non-linéaires et des variables entières ou binaires et continues. Cependant, la convergence de la modélisation nécessite des propriétés mathématiques particulières telles que la continuité, la dérivabilité et la convexité sur le domaine exploré, propriétés qui ne sont pas vérifiées dans cette étude. Elles convergent moins bien que pour les problèmes linéaires, le temps de calcul est donc plus long et il y a un risque de ne trouver qu'un optimum local. De plus, ces méthodes sont dites *a priori* car l'utilisateur fixe les contraintes ou le compromis qu'il désire obtenir avant de lancer les calculs, à contrario des méthodes *a posteriori* qui conduisent directement à l'obtention d'un front de Pareto libre de toute hypothèse et dans lequel il est ensuite possible de choisir une solution, par exemple à l'aide de méthodes d'aide à la décision.

Ainsi, pour résoudre un problème multiobjectif à l'aide d'une méthode déterministe, les deux techniques les plus répandues sont la somme pondérée (Zadeh, 1963; Kim and de Weck, 2005) et la méthode ε -contrainte. La première consiste à attribuer *a priori* des poids à chacun des objectifs et à minimiser la somme pondérée. Il s'agit donc de transformer un problème multiobjectif en problème monobjectif en "agrégeant" les critères de façon à n'en avoir plus qu'un seul à optimiser. Cependant, elle a l'inconvénient majeur de n'être que peu représentative des cas réels en raison de la subjectivité des poids affectés. De plus, elle est susceptible de ne pas trouver de solutions à des problèmes localement non-convexes. La méthode ε -contrainte, introduite par Haimes et al. (1971), vise également à transformer un problème multiobjectif en problème monobjectif : un seul des critères est optimisé alors que les autres sont transformés en contraintes. Le problème est ainsi défini par l'équation 5.5 :

$$\begin{aligned} \min F_i \\ F_j \leq \varepsilon_j, j \neq i \end{aligned} \quad (5.5)$$

où F_i est la fonction-objectif qui est minimisée et F_j sont les autres critères ayant chacun pour borne supérieure ε_j . Le front de Pareto est obtenu à l'aide d'une optimisation lexicographique en faisant varier la valeur des ε_j à chaque optimisation (Mavrotas, 2009). Elle se réalise en plusieurs étapes afin de s'assurer que la solution obtenue est bien optimale pour l'espace considéré ; pour un problème avec n fonctions-objectifs, il s'agit de procéder de la façon suivante :

- Étape 1 : Minimisation monobjectif de chacun des n critères sans fixer de contraintes sur les autres critères, de façon à obtenir une matrice carrée ($n \times n$), appelée table de Payoff, dans laquelle chaque ligne i contient les valeurs des n critères avec la fonction-objectif i minimisée (ainsi la diagonale de la matrice contient le minimum de chaque fonction)
- Étape 2 : Les valeurs minimales et maximales de chaque fonction sont extraites de la table de Payoff et l'espace entre le minimum et le maximum de chaque fonction est divisé en $(K - 1)$ intervalles, de façon à obtenir $n \times K$ points $P_{i,k}$ (ainsi $P_{i,k}$ représente le $k^{\text{ème}}$ point de l'intervalle entre le minimum et le maximum (inclus) de F_i)
- Étape 3 : Toutes les fonctions-objectifs sont fixées (contrainte $F_j = P_{j,k=1}$) sauf une qui est minimisée (F_i)
- Étape 4 : Pour la fonction F_{j_0} , k est incrémenté jusqu'à atteindre $P_{j_0,k=K}$, puis F_{j_1} est fixée à $P_{j_1,k=2}$ et F_{j_0} est à nouveau fixée de $P_{j_0,k=1}$ à $P_{j_0,k=K}$ et ainsi de suite en incrémentant progressivement tous les critères jusqu'à la dernière minimisation de F_i pour toutes les autres fonctions-objectifs telles que $F_j = P_{j,k=K}$

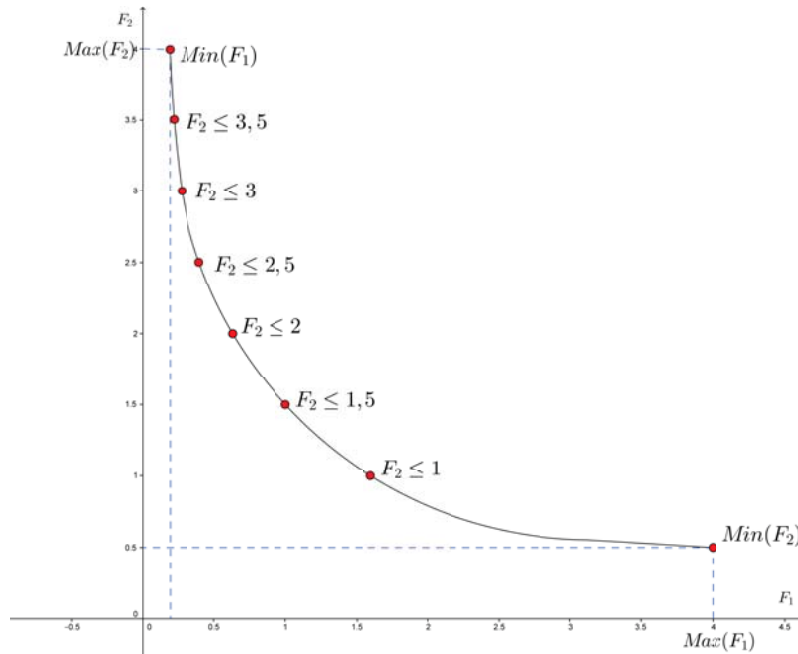


FIGURE 5.4 : Exemple d'application de la méthode ε -contrainte pour une optimisation biobjectif.

Finalement, en faisant ainsi toutes les combinaisons possibles pour $(n - 1)$ critères et $(K - 1)$ intervalles, il faut faire K^{n-1} calculs : pour un problème biobjectif, il suffit donc de faire le calcul autant de fois que de points voulus (figure 5.4), mais pour un problème plus complexe, par exemple pour un problème avec 4 fonctions-objectifs découpées chacune en 10 intervalles (ce qui est un minimum pour avoir un bon maillage de l'espace), il faudrait faire $11^3 = 1331$ calculs, ce qui nécessite un temps de calcul très important.

Ainsi, cette méthode est facile à utiliser et permet de trouver des solutions même pour des problèmes non-convexes. Les inconvénients principaux sont, d'une part, le nombre important de fois où le calcul doit être réalisé pour construire un front, notamment s'il y a plus de deux critères à optimiser, et d'autre part, l'estimation des bornes de variations pour les fonctions-objectifs qui sont transformées en contraintes. Cette seconde difficulté est généralement franchie par la réalisation d'optimisations monobjectifs afin de déterminer les ε_j^{min} et ε_j^{max} .

Les formulations non-linéaires (NLP et MINLP) peuvent être résolues de la même manière, mais la résolution de problèmes non-linéaires est généralement plus longue et il arrive que l'algorithme ne trouve pas les optimums globaux.

Une optimisation à l'aide d'une méthode déterministe pourrait donc potentiellement être retenue pour cette étude à condition de pouvoir formuler le problème de façon linéaire et de trouver une solution d'optimisation multiobjectif moins gourmande en nombre de points à calculer que la méthode ε -contrainte.

5.3.2.2 Méthodes stochastiques

Les méthodes stochastiques sont bien adaptées à des problèmes de type "boîte noire" où les propriétés mathématiques du problème ne sont pas ou peu connues mais aussi à des problèmes multiobjectifs. Ces méthodes consistent à faire évoluer un jeu de paramètres initiaux à l'aide de règles probabilistes, souvent établies à partir de l'observation de processus naturels.

Parmi ces méthodes, on peut entre autre citer les algorithmes génétiques (Genetic Algorithm : GA) (Holland, 1975), les colonies d'abeilles artificielles (Artificial Bee Colony : ABC) (Nakrani and Tovey, 2004), l'évolution différentielle (Differential Evolution : DE) (Storn and Price, 1997), les essaims de

particules (Particle Swarm : PS) (Eberhart and Kennedy, 1995), le recuit simulé (Simulated Annealing : SA) (Kirkpatrick et al., 1983; Cerný, 1985), les systèmes immunitaires artificiels (Artificial Immune Systems : AIS) (Farmer et al., 1986), les colonies de fourmis (Ant Colony : AC) (Dorigo, 1992), les réseaux de neurones artificiels (Artificial Neural Networks : NN) (Lettvin et al., 1959), le tunneling stochastique (Stochastic Tunneling : STUN) (Wenzel and Hamacher, 1999) et le Parallel Tempering (PT) (Swendsen and Wang, 1986) (figure 5.3). Ces différentes méthodes sont décrites plus en détail dans les paragraphes suivants.

5.3.2.2.1 Colonies de fourmis et abeilles artificielles

Les méthodes des colonies de fourmis et d'abeilles artificielles sont assez similaires et basées sur l'observation de l'exploitation des ressources alimentaires chez les fourmis (respectivement chez les abeilles) : elles explorent l'espace de façon aléatoire jusqu'à trouver une source de nourriture (F) ; une fois la source trouvée, elles rentrent à la colonie (N) en libérant des phéromones, ces phéromones attirent les autres fourmis qui vont à leur tour chercher de la nourriture à la source identifiée pour la ramener en libérant également des phéromones ; les fourmis ayant, par chance, pris le chemin le plus court vont aller plus vite de la source à la colonie que les autres, et au bout d'un certain temps la quantité de phéromones laissées sur ce chemin sera plus importante que sur les autres chemins, de sorte que toutes les fourmis ne prendront plus que ce chemin. Ces méthodes conduisent à de bons résultats, mais de par la nature de l'algorithme, il faut garder un grand nombre de solutions en mémoire et l'application mathématique nécessite un espace de stockage très important.

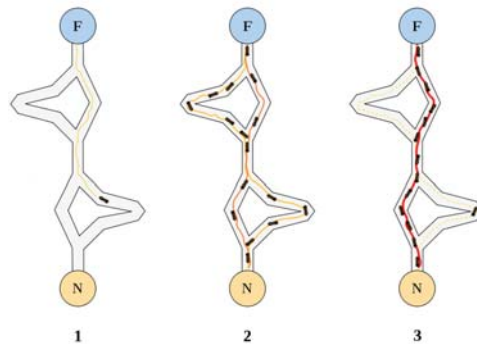


FIGURE 5.5 : Optimisation à l'aide de la méthode des colonies de fourmis.

5.3.2.2.2 *Essaim de particules*

L'optimisation par essaim de particules est assez similaires à ces méthodes, et est basée sur la simulation du déplacement d'un groupe d'oiseaux. Dans cet algorithme, des particules sont positionnées dans l'espace et se déplacent à chaque itération en fonction de leur vitesse actuelle, de leur meilleure solution et de la meilleure solution obtenue dans leur voisinage.

5.3.2.2.3 *Recuit simulé*

La méthode du recuit simulé est inspirée d'un processus utilisé en métallurgie qui consiste à alterner des phases de refroidissement et de réchauffement pour renforcer la solidité des métaux : en modifiant la vitesse de refroidissement d'un métal, on change la façon de laquelle les atomes se placent et on a ainsi un impact sur la stabilité du solide obtenu. L'algorithme découlant de cette observation vise à minimiser l'énergie du système (c'est le critère à optimiser) en faisant varier les différents paramètres du système ainsi qu'un paramètre fictif, qui est la température du système et qui évolue selon une loi de décroissance fixée par l'utilisateur. Cette méthode permet d'atteindre de bons résultats, mais son principal inconvénient réside dans le choix des paramètres, notamment la température initiale, la loi de décroissance, et les critères d'arrêt, qui est souvent fait de manière empirique. Afin d'être sûr d'avoir réellement trouvé la solution optimale (ou pseudo-optimale), il est donc nécessaire de lancer l'algorithme de nombreuses fois avec différentes valeurs d'initialisation.

5.3.2.2.4 *Algorithme génétique*

L'algorithme génétique (AG) a été développé suivant le principe de l'évolution naturelle des espèces : au fil des générations, les gènes conservés par une population sont les gènes les mieux adaptés au milieu dans lequel elle vit. Une première "population" (une population est constituée d'un certain nombre d'"individus", c'est à dire un certain nombre de "jeux de variables") est générée, souvent aléatoirement mais il est possible d'initialiser le problème manuellement, les critères correspondant à chaque individu sont calculés, puis la population subit des transformations (mutation, croisement, etc.) afin d'arriver à une nouvelle génération (c'est à dire une population constituée de nouveaux individus), qui est à son tour évaluée, etc. L'avantage majeur des algorithmes

génétiques est que l'ensemble des solutions non-dominées, le front de Pareto, est obtenu en une seule fois. Différentes variantes d'algorithmes génétiques ont été développées, les principales différences étant les critères de sélection pour les individus qui sont conservés d'une génération à une autre, ou qui sont touchés par les procédures de croisement et mutation, etc. En effet, les paramètres caractérisent un AG sont :

1. taille de la population,
2. génération de la population initiale (généralement de façon aléatoire),
3. taux de survie, i.e. le nombre d'individus survivants d'une génération à la suivante,
4. choix des individus survivants (on utilise fréquemment la roulette biaisée de [Goldberg \(1989\)](#), ou la méthode de tournoi),
5. taux et procédure de croisement (généralement, deux parents choisis aléatoirement dans la population courante génèrent deux enfants),
6. taux et procédure de mutation,
7. taux d'élitisme (un certain nombre de meilleurs individus de la population parents est intégré d'office dans la population enfants),
8. nombre de clones tolérés pour un individu,
9. arrêt de la recherche : soit sur un nombre maximal de générations, soit lorsque les caractéristiques statistiques (moyenne et écart-type de la population) n'évoluent plus.

L'une des premières méthodes utilisant les algorithmes évolutifs est VEGA (Vector Evaluated Genetic Algorithm) ([Schaffer, 1984](#)). Par la suite différentes méthodes ont été développées selon ce principe, dont NPGA (Niche Pareto Genetic Algorithm) ([Horn et al., 1994](#)), qui introduit le concept de niche pour préserver la diversité des individus, puis MOGA (Multi-Objective Genetic Algorithm) ([Fonseca and Fleming, 1993](#)), basée sur l'utilisation du concept de dominance au sens de Pareto, suivies de la méthode NSGA (Non-Dominated Sorting Genetic Algorithm) ([Srinivas and Deb, 1994](#)) qui reprend les principes de la méthode MOGA avec une différence majeure : les individus sont triés par rang de non-domination, puis la méthode SPEA (Strength Pareto Evolutionary Algorithm) ([Zitzler and Thiele, 1999](#)), qui contrairement à MOGA attribue une force selon la domination, et finalement la méthode NSGA II (Non-Dominated

Sorting Genetic Algorithm II), qui est actuellement une des plus utilisées : dans cette version de l'algorithme, [Deb et al. \(2002\)](#) ont essayé de corriger les défauts des méthodes précédentes. Le tableau 5.2 présente le principe et les principales limites de ces différentes variantes.

La méthode NSGA II est donc la variante la plus prometteuse des algorithmes génétiques, mais l'impossibilité de traiter des problèmes mixtes peut être une difficulté majeure. Dans sa thèse, [Gomez \(2008\)](#) a développé une bibliothèque d'algorithmes génétiques (MULTIGEN) sous forme d'un outil Excel® dans lequel il a introduit huit variantes d'AG dérivées de NSGA II :

- NSGA II : méthode classique
- NSGA II SBX : diffère de NSGA II uniquement par une différence de codage avec l'opérateur de croisement SBX original
- NSGA IIb : diffère de NSGA II uniquement par l'utilisation d'un opérateur de croisement permettant d'éviter la création de clones
- NSGA II Mixte Continu-Entier : permet de résoudre des problèmes mixtes
- NSGA II Mixte Continu-Entier-Booléen : permet, en plus de résoudre des problèmes mixtes, de traiter de façon plus efficace des variables binaires
- NSGA II Mixte Continu-Entier-Booléen LBCE : idem précédent + prise en compte des liens entre variables binaires, entières et continues
- MIB MOGA : diffère de NSGA II par une étape de sélection des survivants entièrement nouvelle
- MIB MOGA Continu-Entier-Booléen (LBCE) : idem MOGA + problèmes mixtes + prise en compte des variables binaires, entières et continues

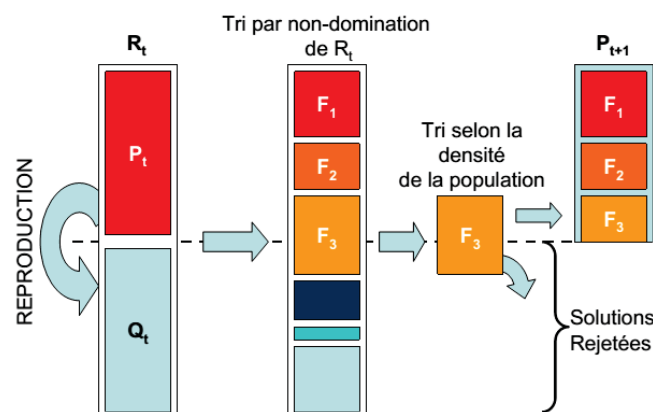


FIGURE 5.6 : Principe de fonctionnement de l'algorithme NSGA II.

TABLE 5.2 : Comparaison des méthodes d'évaluation des impacts.

Méthode	Principe
VEGA	<ul style="list-style-type: none"> – Avant les procédures de croisement et mutation, la population est divisée en sous-populations selon le nombre de critères ; – Chacune des fractions de la population subit la procédure de sélection, chacune d'entre elles étant sélectionnée suivant un critère différent ; – Ces sélections étant réalisées, la population est re-mélangée et les procédures de croisement et mutation sont appliquées classiquement. <p><i>Le défaut d'une telle approche est de conduire à une convergence vers des optima propres à chacun des critères</i></p>
NPGA	<ul style="list-style-type: none"> – Permet d'éviter une convergence prématurée vers un optimum monocritère ; – Pour préserver la diversité des individus, le concept de niche (en quelque sorte une sous-population stable d'individus très proches les uns des autres) est proposé. <p><i>La difficulté de cette méthode consiste à choisir une taille de sous-population adéquate pour cette comparaison</i></p>
MOGA	<ul style="list-style-type: none"> – Chaque individu de la population est rangé en fonction du nombre d'individus qui le dominent ; – L'utilisation d'une fonction de notation permet de prendre en compte le rang de l'individu et le nombre d'individus ayant le même rang. <p><i>Un défaut de la méthode est de ne pas proposer suffisamment de diversité dans la représentation des solutions</i></p>
SPEA	<ul style="list-style-type: none"> – Permet d'obtenir les points de la zone de Pareto par la définition de leur force tout en conservant une certaine diversité ; – Les points non-dominés de la population sont triés et on leur attribue une force correspondant au nombre de points qu'ils dominent. <p><i>Une limite est la mise en œuvre complexe car la probabilité de sélection est fonction de l'isolement de l'individu, ce qui implique une quantification de cette probabilité</i></p>
NSGA	<ul style="list-style-type: none"> – On affecte à chaque individu de la population un rang (rang de Pareto) ; – Tous les individus non-dominés de même rang sont classés dans un front, auquel on affecte une efficacité inversement proportionnelle au rang de Pareto du front considéré ; – on affecte à ces individus classés une nouvelle valeur d'efficacité, en tenant compte du voisinage autour de chaque individu, à travers un paramètre de "distance de partage" pour estimer la densité de solutions autour d'un point de la population : cela permet d'avoir une répartition uniforme des individus d'un même front, pour garantir une bonne diversité des solutions. <p><i>Cette méthode requiert un temps de calcul important et nécessite de spécifier le paramètre de partage, difficile à fixer</i></p>
NSGA II	<ul style="list-style-type: none"> – Une population parent initiale (P_t) est générée aléatoirement, puis elle subit un tri par non-domination ; – L'étape de reproduction consiste en un tournoi binaire pour la sélection des parents, et la nouvelle génération (R_t) contient les individus de la génération parent et ceux de la génération enfant (Q_t) ; – La nouvelle population subit un tri par non-domination dans des fronts (F_i), puis la moitié des individus est éliminée afin que la nouvelle population de parents (P_{t+1}) ait la même taille que la précédente (figure 5.6) ; – On poursuit itérativement la procédure jusqu'au nombre maximal de générations fixé par l'utilisateur. <p><i>La principale limite réside dans l'impossibilité de résoudre des problèmes mixtes</i></p>

Pour cette étude, l'algorithme génétique semble adéquat car il est particulièrement bien adapté à la résolution de problèmes pour lesquels seuls les critères et les contraintes sont examinés, indépendamment des propriétés mathématiques et il est apte à traiter de façon satisfaisante des problèmes multiobjectifs avec diverses contraintes, produisant un front de Pareto. Il faut toutefois noter que le problème traité ici a des contraintes fortes de part la nécessité de vérifier la conservation de la masse, ce qui peut entraîner des difficultés dans la résolution par algorithme génétique. Cette méthode est tout de même retenue car malgré cette limite connue, parmi les méthodes existantes elle est la plus à même de résoudre le problème traité ici.

5.3.3 Les méthodes d'aide à la décision

Les méthodes d'aide à la décision ne sont pas à proprement parler des méthodes d'optimisation multiobjectif, mais elles sont souvent utilisées en complément de ces dernières, c'est pourquoi elles sont rapidement présentées ici.

Ainsi, les méthodes décrites ci-dessus permettent d'obtenir un front de Pareto. Une fois ce front obtenu, il est cependant difficile de choisir une solution, notamment lorsqu'il y a plus de deux fonctions-objectifs. Des outils d'aide à la décision multicritère ont donc été développés pour faciliter le choix de la solution de compromis : des techniques d'ordonnancements sont utilisées pour classer les solutions obtenues. L'une des techniques d'ordonnement les plus utilisées est la méthode TOPSIS (Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution), qui cherche le point le plus proche du point *Utopia* et le plus éloigné du point *Nadir* (Ren et al., 2007). Une autre méthode intéressante consiste à trouver le point au barycentre du front de Pareto.

5.3.4 Choix de la méthode d'optimisation

Cette analyse nous a permis de mettre en évidence deux solutions d'optimisation : l'utilisation d'une méthode déterministe apparaît envisageable si le problème peut se formuler de façon linéaire, mais l'algorithme génétique, développé pour traiter des problèmes multiobjectifs, semble plus prometteur. De plus, la formulation du problème est non-linéaire : chaque flux est calculé à partir du flux précédent par multiplication avec les variables de décision, et les compositions de chaque flux, qui sont nécessaires d'une part pour connaître

la quantité de cuivre perdue et d'autre part pour le processus de construction des flowsheets, sont calculées à partir des compositions et débits des flux précédents à l'aide d'opérations de multiplications et divisions.

C'est pourquoi, il a été décidé de résoudre ce problème avec un algorithme génétique issu de la bibliothèque MULTIGEN de [Gomez \(2008\)](#) : NSGA II Mixte Continu-Entier-Booléen, couplé à la méthode TOPSIS pour déterminer la solution optimale.

Une fois le cadre du problème posé, le calcul des impacts et la méthode d'optimisation définis, il est possible de passer à l'étape d'optimisation. Cependant, le problème à traiter étant particulièrement complexe, avant de mettre en œuvre la méthodologie dans sa globalité pour le résoudre il a été décidé de commencer par la valider et tester son efficacité en l'appliquant à un problème plus simple.

5.4 Application à la gestion des cartes de circuits imprimés

Dans un premier temps, la méthode a été appliquée à un exemple simplifié : le cas du recyclage des cartes de circuits imprimés (PWB) en France. Cet exemple est inspiré du cas traité par [Suljada \(2001\)](#) pour appliquer sa méthode de construction de flowsheets de recyclage. L'idée ici est de valider et d'illustrer l'application de la méthode pour l'étape de recyclage des déchets, en déterminant s'il est plus intéressant de traiter les PWB à l'aide d'une seule technologie (et si oui, laquelle) ou s'il est préférable d'utiliser différentes usines fonctionnant avec des technologies (et donc des flowsheets) différentes (et si oui, lesquelles) pour arriver à une situation de compromis entre les différents impacts.

5.4.1 Collecte des données

Afin de mettre en évidence le fonctionnement de la méthode au niveau des étapes de construction et de choix des flowsheets, un certain nombre d'hypothèses simplificatrices ont été faites : il a été considéré que les débris avaient été triés et que les PWB ont été isolés pour un traitement spécifique. De plus, il a été fixé que l'intégralité du débris était traitée, sans importation ni ex-

portation. Les caractéristiques du débris traité sont données dans la table 5.3 (Suljada, 2001).

TABLE 5.3 : *Caractéristiques des débris de PWB (Suljada, 2001).*

	Cu	Fe	Zn	Pb	Sn	Reste	Débit	Taille	Humidité
PWB	22 %	3,6 %	0 %	1,55 %	2,6 %	70,25 %	50 t/jour	0.1 mm	0 %

Sous ces hypothèses, la première étape de la construction du flowsheet est de trouver toutes les combinaisons possibles des dix technologies précédemment décrites qui sont capables de transformer le débris en cuivre raffiné.

5.4.2 Construction des flowsheets

En appliquant la fonction Matlab© “flowsheet” pour les débris de PWB, sept flowsheets ont été obtenus (table 5.4), associés à sept flux de produits, déchets solides et liquides et déchets gazeux, ainsi que treize flowsheets donnant des produits intraitables ayant une concentration en cuivre située entre 99,73 et 99,89 %.

Ensuite, pour chacun de ces sept produits, la consommation énergétique, les coûts opératoires et les impacts environnementaux ont été déterminés dans l’hypothèse où la totalité du débris était traitée avec l’un d’entre eux. La consommation énergétique a été calculée, comme cela est généralement le cas, en considérant qu’une partie de la consommation est fixe (fixée arbitrairement à 20 %) alors que le reste dépend de la quantité traitée. Le coût opératoire est calculé selon les prix du marché français pour l’électricité et le fioul, en prenant en compte la puissance souscrite et le coût d’abonnement. Enfin, en ce qui concerne les impacts environnementaux, seul le potentiel de réchauffement climatique a été retenu pour cet exemple et il a été déterminé à l’aide du logiciel SimaPro© (méthode mid-point CML) en prenant uniquement en compte la consommation d’énergie et de matière, les émissions vers l’environnement (flux de déchets gazeux) et le traitement des déchets solides et liquides (enfouis). Les résultats sont présentés dans la table 5.4. Il est à noter que, compte tenu des hypothèses retenues, si plusieurs flowsheets sont utilisés pour traiter les débris, le débit total est directement proportionnel au débit traité dans chaque

flowsheet, alors que pour la consommation énergétique, la part fixe fait qu'il n'y a pas de relation de proportionnalité.

TABLE 5.4 : *Flowsheets (F) obtenus avec les technologies utilisées, débits de cuivre raffiné et impacts si le flowsheet est utilisé seul.*

F	Technologies	Débit (t/mois)	Consommation énergétique (MWh/mois)	Impacts environ- nementaux (t_{eqCO_2} /mois)	Coût total (k€/mois)
1	LSXEW	210	970	89	51
2	Elec+PS+A	300	3 100	600	200
3	TEN+PS+A+ER	270	1 400	340	83
4	NOR+DTB+Elec+A	210	2 800	490	150
5	Elec*5+A	280	9 700	1 400	570
6	TEN+Elec*4+A	250	7 800	1 200	450
7	NOR+Elec*3+A+ER	280	6 900	1 100	400

Les abréviations utilisées pour les procédés sont celles présentées dans le paragraphe 4.4

Une fois que tous les flowsheets sont construits et caractérisés, l'objectif est de trouver le flowsheet, ou la combinaison de flowsheets, qui optimise conjointement tous les critères : maximisation du débit de produits et minimisation du coût, des impacts environnementaux et de la consommation énergétique. Il est alors nécessaire de réaliser une optimisation multi-objectif.

5.4.3 Optimisation multiobjectif

A première vue, l'optimisation à réaliser ici fait intervenir sept variables de décision (le taux d'utilisation τ_i de chacun des sept flowsheets) et quatre fonctions-objectifs. Cependant, avant de démarrer l'algorithme d'optimisation, il est intéressant de regarder s'il est possible de simplifier le problème. Ainsi, en regardant plus précisément les résultats de la table 5.4, il apparaît que les flowsheets 5, 6 et 7 sont dominés par le flowsheet 2 pour tous les critères, ainsi que le flowsheet 4 par le flowsheet 3. Ces quatre flowsheets peuvent donc être éliminés pour l'optimisation, qui vise dorénavant à choisir entre les flowsheets 1, 2 et 3. De plus, la somme des taux d'utilisation doit être égale à un. Le problème peut donc s'écrire avec deux variables continues comprises entre 0 et 1 (τ_1 et τ_2)

et une contrainte : $\tau_3 = 1 - \tau_1 - \tau_2 \geq 0$. Ensuite, avant de démarrer l'algorithme pour les quatre objectifs, afin de vérifier que le problème a bien été formulé et de pouvoir avoir un regard critique sur les résultats, il est judicieux de commencer par résoudre des problèmes mono et biobjectifs. Cela permet de vérifier que les solutions trouvées par l'algorithme correspondent à ce qu'on pouvait attendre. Ensuite l'optimisation est réalisée pour les quatre objectifs : cela permet de voir que la relation entre le coût et la consommation énergétique est linéaire, de sorte qu'ils peuvent être assimilés à un seul critère. Cela transforme finalement le problème en un problème d'optimisation tricritère.

Une optimisation triobjectif avec deux variables et une contrainte est donc réalisée, pour laquelle les résultats sont présentés sur la figure 5.7. L'optimisation conduit à l'obtention d'un front de Pareto (c'est-à-dire à un ensemble des solutions non-dominées) en trois dimensions.

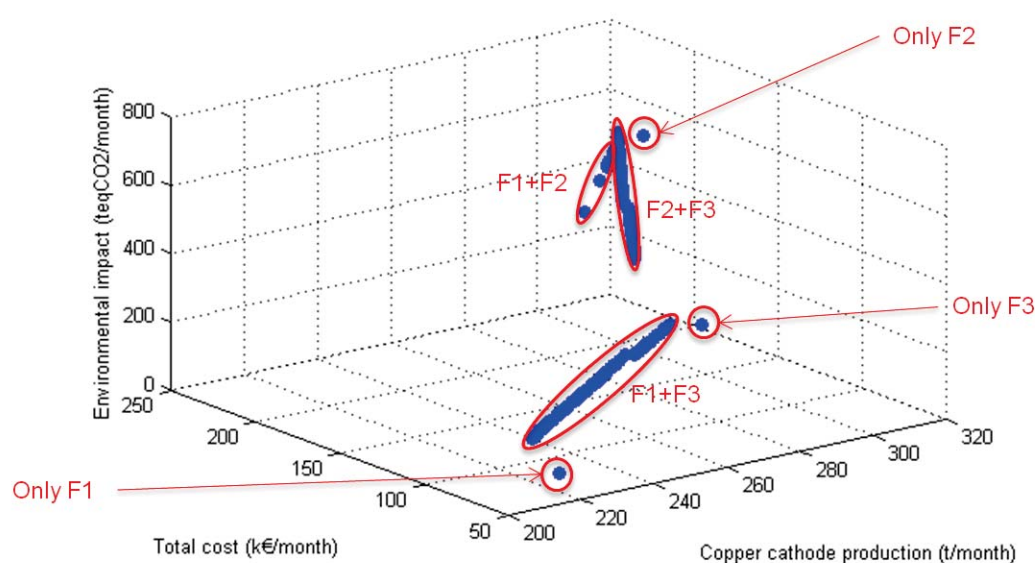


FIGURE 5.7 : Résultats de l'optimisation triobjectif : front de Pareto.

La figure 5.7 présente une courbe linéaire par morceaux, les parties linéaires étant des combinaisons de deux procédés identiques avec des taux d'utilisation différents. Il est important de noter qu'au maximum deux flowsheets sont utilisés en combinaison.

5.4.4 Résultats

L'optimisation multiobjectif a conduit à l'obtention d'un ensemble de solutions non-dominées. Afin de choisir l'option la mieux adaptée, l'utilisation d'une technique d'ordonnancement est nécessaire pour classer les points du front de Pareto. L'une des techniques d'ordonnancement les plus utilisées est la méthode TOPSIS (Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution), qui construit le meilleur point théorique (en prenant pour chacun des critères la meilleure solution obtenue sur le front de Pareto) et le pire point théorique (en prenant pour chacun des critères la plus mauvaise solution obtenue sur le front de Pareto) puis cherche parmi tous les points du front celui qui est à la fois le plus proche du meilleur point théorique et le plus éloigné du pire point (Ren et al., 2007). Une autre méthode utilisée consiste à trouver le point au barycentre du front de Pareto.

Dans cet exemple, un front de Pareto de 161 points distincts a été obtenu, de sorte que les points ont été classés de 1 à 161. Le meilleur point théorique serait un flowsheet ou une combinaison de flowsheets ayant un coût de 51 $k\text{€}/\text{mois}$ (meilleur : flowsheet 1 seul), des impacts environnementaux de 88,80 t_{eqCO_2}/mois (meilleur : flowsheet 1 seul) et un débit de produit en sortie de 304,50 t/mois (meilleur : flowsheet 2 seul) ; tandis que le pire flowsheet aurait un coût de 200,87 $k\text{€}/\text{mois}$ (pire : 5 % flowsheet 1 et 95 % flowsheet 2), des impacts environnementaux de 622,68 t_{eqCO_2}/mois (pire : flowsheet 2 seul) et un débit de produit en sortie de 214,50 t/mois (pire : 80 % flowsheet 2 et 20 % flowsheet 3).

TABLE 5.5 : Résultats du classement des points à l'aide de TOPSIS.

Critère	TOPSIS 1	TOPSIS 69	TOPSIS 129	Différence 1 vs 69	Différence 1 vs 129
Coût	51	83.04	196.49	-62.80 %	-285.30 %
GWP	88.8	337.64	596.59	-280.20 %	-571.80 %
Débit	214.5	267.96	304.5	-24.90 %	-42.00 %

Sur la figure 5.8, on peut voir que le meilleur point selon le classement TOPSIS est celui obtenu lorsqu'on n'utilise que le flowsheet 1, cela semble logique car il est le meilleur pour deux des trois critères. Ensuite, les points classés 2

à 77 sont des combinaisons des flowsheets 1 et 3 avec un taux d'utilisation du flowsheet 1 baissant de 99 à 9 %, à l'exception du point 69 qui correspond à une utilisation du flowsheet 3 seul. Les points classés 78 à 130 sont quasiment tous des combinaisons des flowsheets 2 et 3 avec un taux d'utilisation du flowsheet 3 passant de 99 à 46 %, à l'exception des points 111 et 125 qui sont des combinaisons des flowsheets 1 et 2 et du point 129 qui correspond à l'utilisation du flowsheet 2 seul. Les points classés de 131 à 147 sont soit des combinaisons des flowsheets 1 et 2 ou 2 et 3, et les points classés de 148 à 161 sont des combinaisons des flowsheets 2 et 3 avec un taux d'utilisation du flowsheet 2 augmentant de 64 à 80 %.

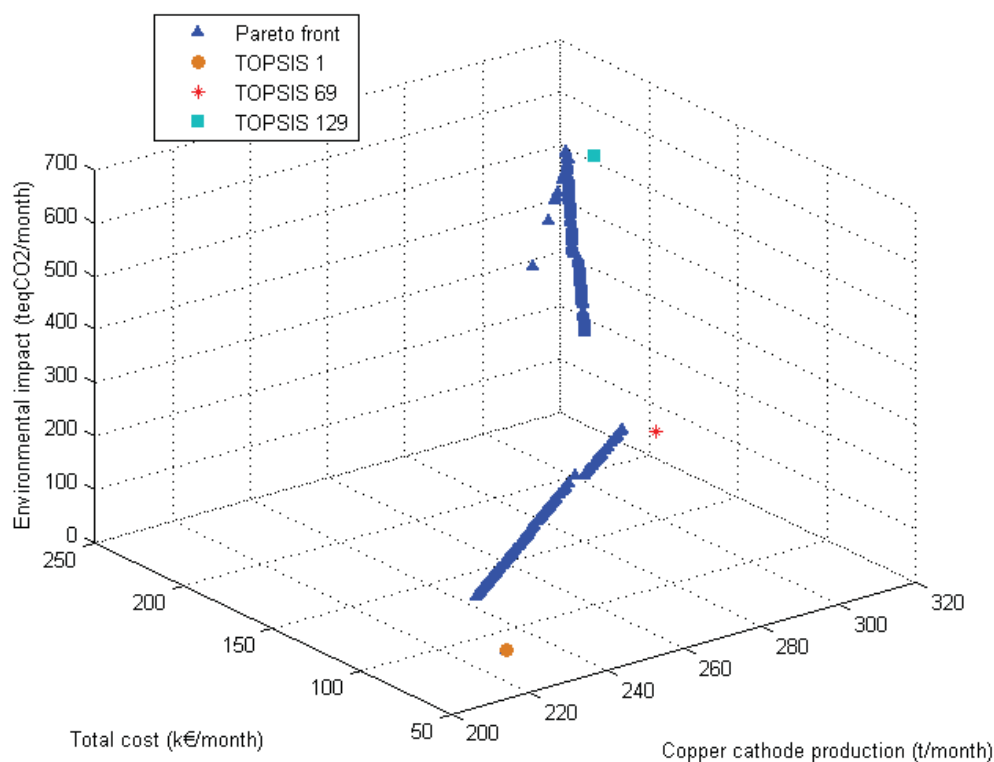


FIGURE 5.8 : Résultats de l'optimisation triobjectif : front de Pareto avec le classement de TOPSIS.

Pour ce classement, les trois critères sont supposés avoir un poids équivalent, cependant il est possible d'introduire des facteurs de pondération pour donner

plus de poids à un critère qu'aux autres et cela mènerait à un classement différent.

5.4.5 Conclusion de l'optimisation multiobjectif appliquée à un exemple simple

Un cadre global de gestion des produits en fin de vie a été proposé et mis en œuvre sur l'exemple simplifié du recyclage des débris de PWB. Cette application montre l'intérêt de considérer la gestion des déchets à grande échelle. La perspective principale est maintenant d'appliquer le modèle à un problème plus réaliste et plus complexe, qui est le choix des technologies qui pourraient être utilisées en France pour la gestion des déchets, en prenant en compte des courants multiples.

5.5 Conclusion

L'application de la méthodologie à cet exemple simplifié a permis de mettre en évidence l'efficacité de l'algorithme génétique qui a conduit à l'obtention d'un front de Pareto de 161 points en 168 secondes. L'algorithme génétique a été conduit plusieurs fois afin de vérifier la reproductibilité des résultats, les méthodes stochastiques ne garantissant pas à coup sûr l'obtention d'un front de Pareto complet. Pour cet exemple ne comportant que deux variables, une contrainte et trois fonctions-objectifs, les résultats étaient quasiment identiques à chaque nouveau calcul.

Le modèle proposé étant validé, le chapitre 6 présente sa mise en œuvre appliquée à la problématique centrale de ce travail : l'optimisation des flux de cuivre à l'échelle de la France.

Optimisation de la gestion du cuivre en France

6

Table des matières

6.1	Introduction	173
6.2	Mise en œuvre de la démarche d'optimisation par algorithme génétique	174
6.3	Vers une linéarisation du modèle	195
6.4	Conclusion	212

NOMENCLATURE

$A, B, C, D :$	divers courants
$C_{elec} :$	Le coût de l'électricité
$Cu_i :$	Concentration en cuivre dans le courant $i, i \in E_i ; S$
$E_i :$	Le courant d'entrée $i, i \in \mathcal{N}^*$
$F_i :$	Débit du courant $i, i \in A ; B ; C ; D$
$i :$	l'indice de la fonction-objectif ciblée ($i \in [1 ; n]$)
$j :$	l'indice des autres fonctions-objectifs ($j \in [1 ; n] - \{i\}$)
$M :$	Grande valeur ("bigM"),
$n :$	le nombre de fonctions-objectifs
$NRJ :$	La consommation d'électricité
$NRJ_i :$	La consommation d'électricité soumise au tarif $i, i \in 1 ; 2$
$P :$	La puissance électrique souscrite
$P_i :$	La puissance électrique souscrite au tarif $i, i \in 1 ; 2$
$p_{s,i} :$	le s^{ieme} point intermédiaire défini pour le critère i
$Q_i :$	Le débit du courant $E_i, i \in \mathcal{N}^*$
$s :$	l'indice représentant le point intermédiaire étudié
$S :$	Le nombre total de points intermédiaires
$S :$	Le courant de sortie
$T_i :$	La tarif auquel est soumis le consommateur, qui dépend de la puissance souscrite, $i \in 1 ; 2$
$y_i :$	Fraction du courant A allant dans le courant $i, i \in B ; C ; D$

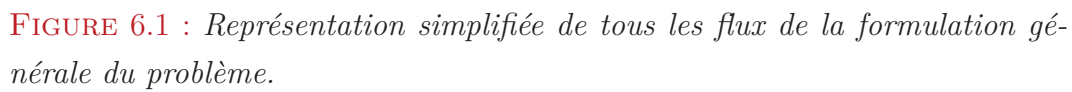
6.1 Introduction

Les chapitres précédents ont permis de modéliser et d'analyser les stratégies actuelles de gestion du cuivre en France, à partir d'une formulation générale du problème. Cette dernière doit satisfaire une contrainte forte, i.e. la conservation de la masse, de type non-linéaire, impliquant des variables de décision mixtes, c'est-à-dire continues et entières. La figure 6.1 représente de façon simplifiée la formulation générale du problème avec tous les flux possibles.

Un état de l'art des méthodes d'optimisation a mis en évidence l'intérêt d'utiliser une méthode d'optimisation basée sur l'algorithme génétique multiobjectif, en raison de sa capacité à trouver en un seul essai un front de Pareto, c'est-à-dire un ensemble de solutions de compromis. Néanmoins, l'analyse de la littérature montre que si l'intérêt d'utiliser un tel algorithme est renforcé par le caractère non-linéaire du problème, il n'en demeure pas moins que ses performances peuvent être affectées lorsque le problème comporte des contraintes de type égalité.

Ce chapitre présente dans une première partie la mise en application de cette formulation pour optimiser la gestion du cuivre en France (paragraphe 6.2). Les paramètres spécifiques à ce cas d'étude sont tout d'abord spécifiés : définition des données d'entrées du modèle et des bornes des variables de décision. Ensuite, l'algorithme mis en jeu et la formulation du problème permettant de calculer les critères en fonction de ces variables sont présentés. Le choix du logiciel et la structure du programme sont détaillés. Enfin, des optimisations mono et multiobjectifs sont conduites afin de déterminer une solution de compromis.

La seconde partie de ce chapitre présente une première piste de réflexion pour améliorer l'optimisation. En effet, comme nous l'avons vu, parmi les méthodes existantes pour optimiser un problème multiobjectif, mixte et non-linéaire, l'algorithme génétique est le plus adapté. Cependant, pour résoudre des problèmes ayant une contrainte forte, les méthodes déterministes de type MILP (Mixed-Integer Linear Programming) sont plus performantes. La partie 6.3 explore donc la possibilité de linéariser "sous condition" le problème. Une approche heuristique pour trouver une solution de compromis sans construire la totalité du front de Pareto est également proposée dans cette seconde partie.



La formulation générale du problème a été adaptée au cas d'application considéré, à savoir le cycle du cuivre en France. Cette partie présente dans un premier temps les paramètres du modèle (paramètres d'entrées et bornes des variables de décision), puis décrit le calcul des critères utilisés pour l'optimisation par algorithme génétique. Enfin, les résultats des optimisations et le choix de la solution de compromis sont discutés.

Comme nous l'avons vu dans la définition de la superstructure du problème, l'objectif est de déterminer la valeur des cinquante variables de décision qui permettent d'optimiser à la fois les coûts, les impacts environnementaux, la consommation énergétique et les pertes liés à la gestion du cuivre au cours

d'une année, afin de satisfaire la demande sans importer de cuivre raffiné ni d'alliages issus de l'industrie primaire. La formulation du problème repose sur la détermination d'un certain nombre de paramètres d'entrée du modèle (demande en cuivre raffiné et alliages, gisement de déchets), ainsi que des bornes entre lesquelles les variables de décision peuvent évoluer.

6.2.1.1 Paramètres d'entrée

Pour la détermination des paramètres d'entrée du modèle, il a été choisi de se placer dans les conditions actuelles, et donc d'initialiser le modèle avec la demande et le gisement de déchets déterminés dans le chapitre 3.

La modélisation des flux de cuivre en France (chapitre 3) a permis de constater que la quantité de cuivre contenue dans les déchets est assez stable depuis le début des années 2000 : aux alentours de $300 \text{ kt}_{Cu}/an$, contenus dans une production totale de déchets de 192 000 kt , sachant que plus des deux tiers du cuivre sont contenus dans les déchets des équipements électriques et électroniques (WEEE).

La construction des flowsheets de recyclage nécessite également les concentrations en fer, plomb, étain et zinc, ainsi que la quantité de chaque type de débris qu'il est possible d'extraire en triant les déchets. Les caractérisations ont été effectuées à l'aide d'une compilation de données issues de rapports de l'ADEME et du BRGM, ainsi que de rapports sur les différents types de déchets (Richer et al., 2001; Bremond, 2008; ADEME, 2012a; Fangeat, 2009; Brahmst, 2006) et sont présentées tables 6.1 et 6.2.

TABLE 6.1 : Composition des différentes catégories de déchets.

	WEEE	ELV	C&D	I&HW	MSW	SS
Cuivre	13 %	2,5 %	0,07 %	0,02 %	0,0065 %	0,037 %
Fer	43 %	62,1 %	0,36 %	10,00 %	0 %	0 %
Zinc	3 %	1,0 %	0,35 %	0,02 %	0,0301 %	0 %
Plomb	3 %	1,3 %	0,35 %	0,02 %	0 %	0 %
Etain	1 %	1,0 %	0,35 %	0,02 %	0 %	0 %
Reste	37 %	32,1 %	98,52 %	89,92 %	99,9634 %	99,963 %

TABLE 6.2 : *Fraction de débris dans les différentes catégories de déchets.*

	WEEE	ELV	C&D	I&HW	MSW	SS
N°1	1 %	0,50 %	0,001 %	0 %	0 %	0 %
N°2	1 %	0,05 %	0 %	0 %	0 %	0 %
LGS	15 %	5,00 %	0,080 %	0,01 %	0,005 %	0,1 %
Alliages	5 %	0,50 %	0,010 %	0 %	0 %	0 %
Reste	78 %	93,95 %	99,909 %	99,99 %	99,995 %	99,9 %

En ce qui concerne la demande, cette même modélisation des flux a permis de voir qu'entre 2000 et 2009, la différence entre les quantités de cuivre raffiné importées et exportées a décru d'environ 580 *kt* en 2000 à 375 *kt* en 2008. Par ailleurs, la France est un important importateur de cuivre dans les produits finis et semi-finis. Nous avons choisi comme hypothèse de raisonner à niveau d'importation et d'exportation de cuivre identique dans les produits finis et semi-finis. Cette hypothèse abstraite pourrait être remise en cause mais en l'absence de données elle a été retenue. Ainsi, le recyclage vise dans un premier temps uniquement à satisfaire la demande en cuivre raffiné, qui a été fixée à 400 *kt/an*.

Pour les alliages, la quantité utilisée en France par les industries de transformation ne sont pas connues dans le détail, c'est pourquoi la demande en alliages a été fixée égale à la quantité d'alliages présents dans les produits finis fabriqués en France, c'est-à-dire environ 100 *kt/an*. Il est à noter que de nombreux types d'alliages sont utilisés dans des secteurs divers, et un recensement précis serait très difficile à conduire. Les alliages ont donc été considérés dans cette étude comme n'étant qu'une catégorie de débris contenant environ 60 % de cuivre, ce qui est la concentration dans de nombreux laitons et bronzes qui sont les alliages les plus utilisés.

6.2.1.2 Bornes des variables

Comme cela a été présenté dans le chapitre 5, le problème comporte 21 variables continues, 9 variables entières et 20 variables binaires.

Pour les variables binaires, qui représentent le choix entre recyclage et élimination pour chaque débris issu de chaque déchet, il n'y a pas de borne à fixer.

Pour les variables entières, les bornes définies dans le chapitre 5 sont rappelées ici pour les deux types de variables entières :

- les six variables relatives au devenir de chaque catégorie de déchets peuvent varier de 1 à 3 : si $d_i=1$, la catégorie est envoyée au recyclage direct, si $d_i=2$, elle est triée, et si $d_i=3$, elle est éliminée.
- les trois variables de choix du flowsheet utilisé pour le recyclage : d_i renvoie l'indice du flowsheet retenu et varie donc entre 1 et le nombre de flowsheet pouvant être utilisés pour chaque débris. Ce nombre de flowsheet a été calculé et présenté dans le chapitre 5 : 7 flowsheets peuvent être utilisés pour les débris n°2, 127 pour les débris à faible teneur et un seul pour les débris restants.

En ce qui concerne les variables continues, il y a également deux catégories : les variables représentant un taux de partage, qui sont donc comprises entre 0 et 1, et les variables représentant la différence entre les importations et exportations, définies sur \mathbb{R} .

En ce qui concerne les sept variables “taux de partage”, afin de trouver des solutions de traitement cohérentes avec la situation en France, compte tenu des compositions et caractéristiques des WEEE, ELV et C&D, il a été décidé d'interdire leur incinération, ce qui simplifie le modèle en enlevant trois variables.

Enfin, pour les variables d'importations et exportations continues sur \mathbb{R} , des bornes doivent être définies. Pour fixer les bornes inférieures, c'est-à-dire les limites d'exportations, les quantités maximales pouvant être exportées de chaque déchet ou débris ont été calculées. Par exemple, la quantité maximale d'ordures ménagères (MSW) pouvant être exportée est calculée en considérant que la totalité des déchets est collecté sélectivement et que les importations de déchets mélangés sont à leur maximum (on rappelle que par définition les déchets mélangés importés sont triés et répartis dans les six catégories de déchets) : la quantité de MSW alors disponible est calculée et cela fixe la quantité maximale pouvant être exportée. En ce qui concerne la borne supérieure, c'est-à-dire les importations maximales, elles ont été fixées de façon à ce que l'importation maximale d'un des flux permette de couvrir la demande en

cuivre raffiné, avec un maximum fixé à la quantité de (chaque) déchet produit en France.

TABLE 6.3 : *Bornes des variables de décision d'importations et d'exportations.*

di	Variable	Borne inférieure (kt/an)	Borne supérieure (kt/an)
d3	I-E de déchets mélangés	-192 000	192 000
d4	I-E d'I&HW	-204 288	102 144
d5	I-E de SS	-1 920	960
d6	I-E de MSW	-62 976	31 488
d7	I-E de WEEE	-3 072	1 536
d8	I-E d'ELV	-3 456	1 728
d9	I-E de C&D	-108 288	54 144
d16	I-E de débris restant (Reste)	-96 341	192 000
d17	I-E de débris à faible teneur (LGS)	-1 119	1 600
d18	I-E de débris haute teneur (N°2)	-49	416
d19	I-E de débris purs (N°1)	-51	400
d27	I-E de concentré de cuivre	0	1 600
d28	I-E de mattes	0	548
d29	I-E de blister	0	417

Légende : I-E : importations moins exportations

Le tableau 6.3 récapitule les bornes retenues pour les variables de décision correspondant aux importations moins exportations de chacune des catégories de déchet ou de débris (les indices “di” sont toujours ceux de la figure 5.1).

Le modèle, tel qu’il a été formulé, propose une superstructure qu’il est possible d’adapter aux différentes situations rencontrées dans les divers pays. Pour tous les autres flux, les impacts ont été calculés conformément à ce qui est présenté dans le paragraphe 5.2.2 et avec les données présentées en annexe E.

6.2.2 Écriture des fonctions de calculs des impacts

L’analyse des méthodes d’optimisation nous a conduit à choisir un algorithme génétique de la bibliothèque MULTIGEN écrit en VBA avec une interface Excel®. Le codage du problème non-linéaire à traiter fait intervenir des

boucles, des matrices de tailles variables, etc. Le calcul des critères à optimiser a été effectué à l'aide du logiciel Matlab®. Une fonction appelée “*optimization*” a été écrite pour calculer les flux dans chacun des courants, évaluer les impacts liés à ces flux et déterminer la quantité de cuivre recyclée, les pertes de cuivre, etc., le tout en fonction des variables de décision. La figure 6.2 présente l'architecture du programme Matlab® développé. La fonction *optimization* du code Matlab® a été convertie à l'aide du complément MATLAB Builder™ EX en fonction Excel®, de façon à pouvoir utiliser l'algorithme NSGA II Mixte Continu-Entier-Booléen de la bibliothèque MULTIGEN.

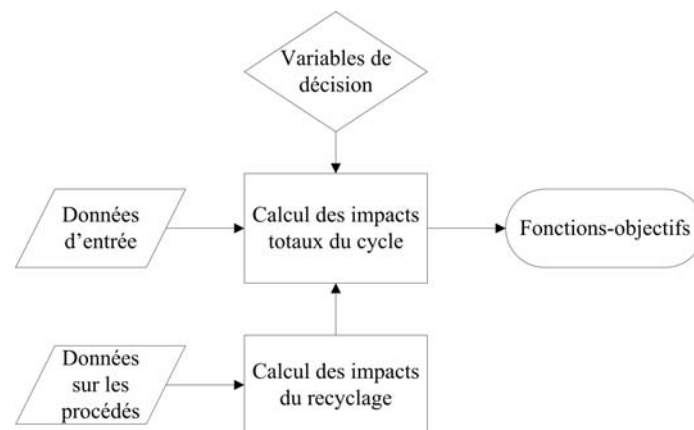


FIGURE 6.2 : Architecture du programme Matlab® de calcul des impacts.

Comme cela a été détaillé lors de la formulation du problème (partie 5.2.1), les flux importés ont *a priori* vocation à être recyclés. Les hypothèses suivantes ont ainsi été retenues :

- les déchets mélangés importés sont obligatoirement triés pour être répartis dans les six catégories de déchets de la collecte sélective ;
- les déchets importés par catégorie sont mélangés aux flux issus de la collecte sélective et du tri des déchets mélangés ;
- les débris, concentrés, mattes et blisters importés sont obligatoirement considérés comme des flux entrant dans le procédé de recyclage et sont mélangés, en fonction de leur teneur, aux déchets triés envoyés au recyclage ;
- si un débris entrant dans la chaîne de recyclage ne peut être traité par aucun flowsheet, alors il est éliminé.

6.2.3 Optimisation monobjectif

Dans un premier temps, des optimisations monobjectifs relatives à chacun des critères ont été effectuées, afin d'analyser leur comportement. Cela permet d'étudier l'antagonisme éventuel des critères et de comparer les variables de décision permettant de les optimiser. Si des critères sont redondants, il sera alors possible de réduire le nombre de critères dans le procédure d'optimisation multiobjectif à suivre.

L'algorithme génétique NSGA II Mixte-Continue-Entier-Booléen est donc utilisé indépendamment pour chacune des fonctions-objectifs avec les paramètres présentés dans la table 6.4 (conseillés par Gomez (2008)).

TABLE 6.4 : Paramètres retenus pour l'algorithme génétique.

Paramètre	Valeur
Taille de la population (= 20× nombre de variables)	900 individus
Nombre de générations (= 2× nombre d'individus)	1 800
Probabilité de croisement	0,9
Probabilité de mutation	0,5

Chacune des fonctions a donc été minimisée en laissant libres les autres fonctions et en fixant comme contrainte les importations de cuivre raffiné et d'alliages à 0. Les résultats obtenus sont présentés dans la table 6.5.

TABLE 6.5 : Résultats des optimisations monobjectifs.

Critère minimisé	Coût (G€/an)	EI (Mt_{eqCO_2}/an)	Énergie (TWh/an)	Pertes (kt/an)	Exp. CR (kt/an)	Exp. alliages (kt/an)
Coût	21	103	-15	162	1 806	115
EI	31	35	148	302	0	11
Énergie	30	94	-41	220	0	8
Pertes	58	68	35	38	6	22

Légende : EI : impacts environnementaux - Exp. : exportations - CR : cuivre raffiné

Ces résultats montrent que les quatre critères sont clairement antagonistes. De plus, en étudiant les variables de décisions menant à l'obtention de ces ré-

sultats, on constate que les stratégies permettant de minimiser chaque objectif sont très différentes. Ces résultats sont détaillés dans les paragraphes suivants.

6.2.3.1 Minimisation des coûts

L'optimisation du coût montre qu'au minimum la gestion du cuivre pourrait coûter 21 G€/an. La stratégie nécessaire pour atteindre ce résultat, est caractérisée par :

- un taux de collecte sélective de 100 % ;
- d'importantes importations de cuivre issu de l'industrie primaire (concentrés, mattes et blisters), de déchets n°1 et à faible teneur et de WEEE ;
- le tri des déchets les plus concentrés en cuivre (WEEE), le recyclage direct des ELV et SS et l'élimination des autres déchets (C&D, I&HW et MSW) ;
- le recyclage de toutes les catégories de déchets ;
- l'incinération des I&HW et MSW.

La figure 6.3 représente cette stratégie de gestion, la taille des flèches étant proportionnelle aux flux de cuivre¹.

Ces résultats s'expliquent par le fait que le coût du cuivre raffiné est tel qu'il est intéressant de produire le plus de cuivre possible pour en vendre le surplus une fois la demande française satisfaite. Ainsi, tous les déchets et débris dont les coûts de recyclage sont inférieurs au cours du cuivre raffiné sont recyclés. Les autres sont si possible incinérés car, selon les hypothèses retenues, c'est le mode de traitement le moins cher grâce à la vente de l'électricité produite.

1. À l'exception du flux d'importations de déchets à faible teneur, de concentrés et de mattes qui est trop important par rapport aux autres et est divisé par deux

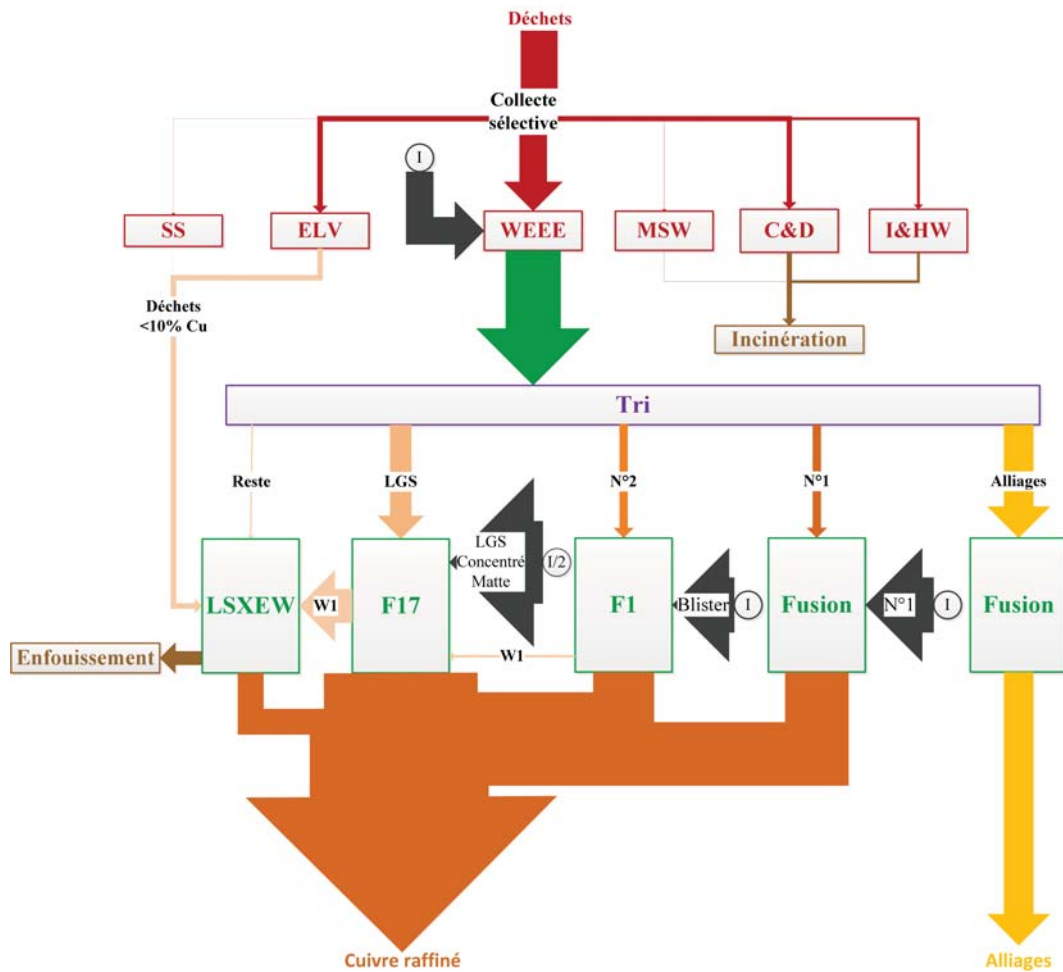


FIGURE 6.3 : Représentation des flux lors de la minimisation du coût.

En ce qui concerne le recyclage, il est intéressant d'observer que pour atteindre ce coût minimum, il n'y a pas d'importation de débris n°2. Les débris n°2 issus des WEEE sont recyclés avec le blister importé à l'aide d'un procédé constitué d'un four électrique et d'un four à anode. Pour les LGS, un flowsheet constitué de trois procédés est utilisé : un four Teniente, un convertisseur Peirce-Smith et un four à anode.

La figure 6.4 détaille la répartition des impacts entre les différentes étapes.

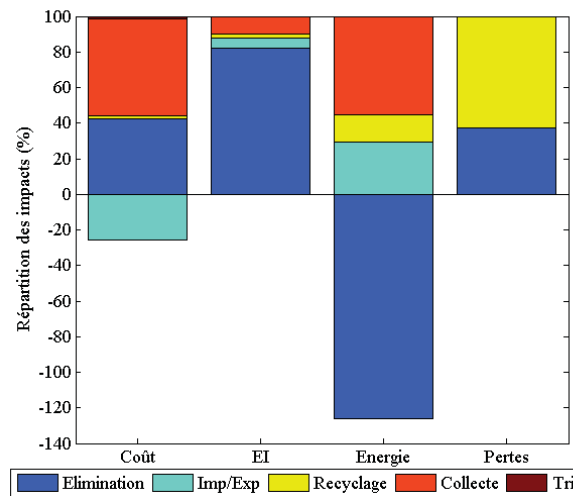


FIGURE 6.4 : Répartition des différents impacts lors de la minimisation des coûts.

Les coûts les plus importants sont dus à la collecte sélective et à l'élimination des déchets, qui concernent des flux très importants, le reste étant dû au recyclage. Le coût du tri des déchets est ici négligeable car seuls les WEEE sont triés, ce qui représente une faible quantité. L'exportation de cuivre raffiné et les ventes qui en découlent couvrent près de 20 % des dépenses.

En ce qui concerne les autres critères, laissés libres pour cette optimisation monobjectif, les impacts environnementaux sont environ 3 fois supérieurs à leur minimum (103 au lieu de $35 \text{ Mt}_{eqCO_2}/an$) et sont principalement dus à l'incinération des déchets (I&HW, MSW et SS, ce qui représente un gros volume). La minimisation du coût entraîne une petite production d'énergie, grâce à l'incinération des déchets. La consommation énergétique est répartie entre la collecte (50 %), le recyclage (25 %) et les échanges internationaux (25 %). Les pertes se partagent équitablement entre le recyclage et l'élimination. En effet, la teneur en cuivre des déchets éliminés est très faible alors que de très grandes quantités de cuivre à faible teneur sont recyclées.

6.2.3.2 Minimisation des impacts sur l'environnement

La minimisation des impacts conduit à l'obtention d'une stratégie émettant environ $35 \text{ Mt}_{eqCO_2}/an$. Cela passe par (figure 6.5) :

- un taux de collecte sélective de 100 % ;

- l'importation d'une faible quantité de WEEE et leur tri, et l'exportation de la totalité des autres déchets ;
- l'importation de cuivre issu de l'industrie primaire (mattes et blisters), recyclé avec les débris issus des WEEE.

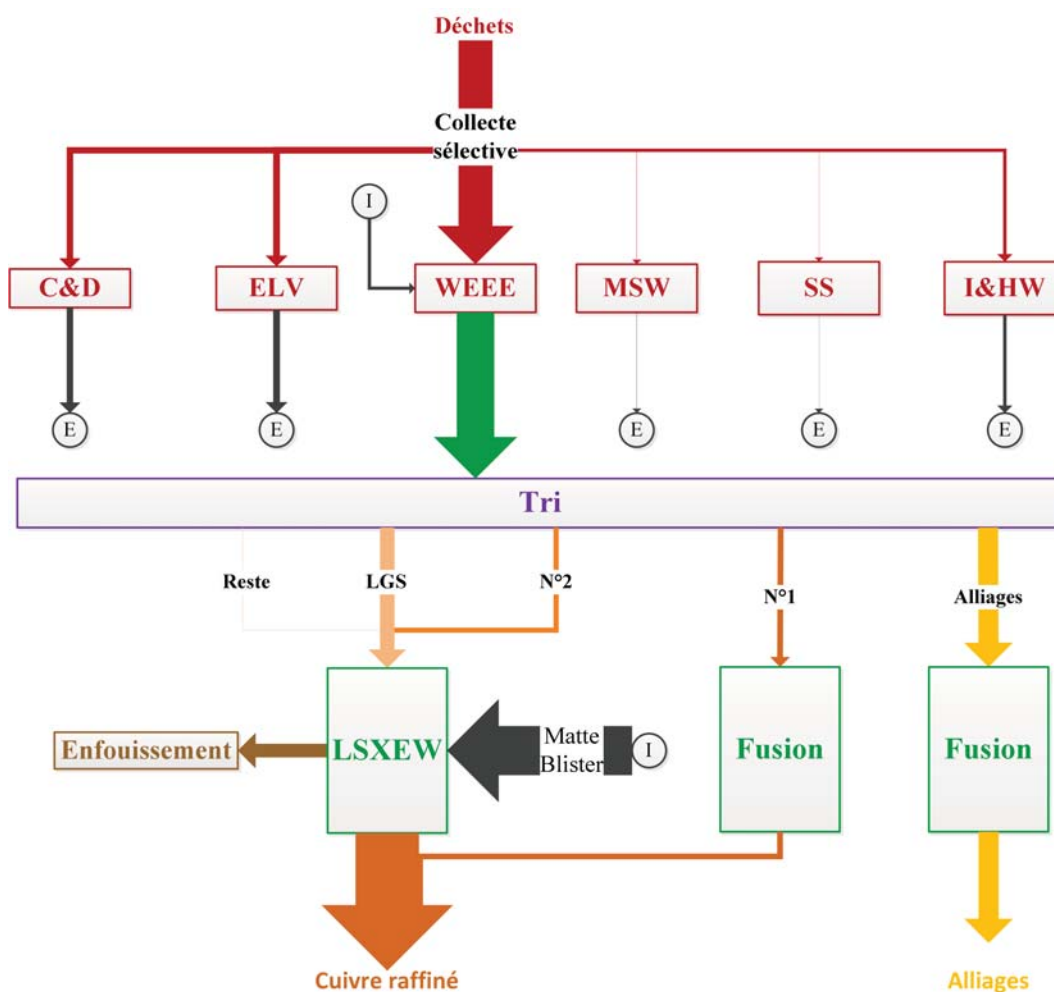


FIGURE 6.5 : Représentation des flux lors de la minimisation des impacts sur l'environnement.

Ces résultats s'expliquent par le fait que pour l'exportation des déchets, seuls les impacts liés au transport ont été retenus (une fois exportés on ne sait pas si les déchets sont recyclés, éliminés, etc.). Ces impacts sont moins importants que ceux liés à l'élimination ou au recyclage de ces déchets : les déchets à faible teneur sont majoritairement exportés. Seuls les WEEE sont

intégralement conservés pour être triés et recyclés. Du cuivre issu de l'industrie primaire est importé afin de satisfaire les contraintes de non-importation de cuivre raffiné et d'alliages. Ce résultat montre les effets néfastes de la prise en compte des seuls impacts directs : le fait de ne pas imputer d'impacts aux déchets exportés fait qu'il est "moins polluant" d'exporter les déchets plutôt que de les recycler. Afin de remédier à cela dans le problème multiobjectif, le cuivre contenu dans les déchets exportés a été comptabilisé comme perdu, comme nous l'avons déjà vu.

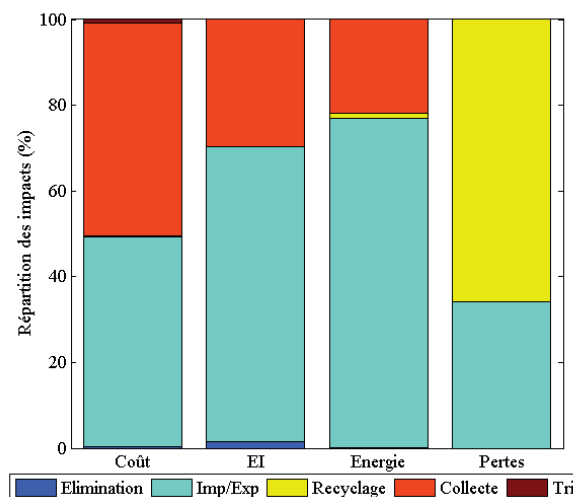


FIGURE 6.6 : Répartition des différents impacts lors de la minimisation des impacts sur l'environnement.

Sur la figure 6.6, on peut constater que les impacts sur l'environnement, le coût et la consommation énergétique sont majoritairement dus aux importations et exportations, ce qui s'explique par les très grandes quantités exportés. Le second poste pour ces trois critères est la collecte sélective, qui concerne également une quantité importante de déchets. La petite quantité de déchets recyclés entraîne des impacts négligeables pour ces trois critères.

En ce qui concerne les pertes, en revanche, une part importante est due au recyclage. Ces pertes importantes s'expliquent par le fait que tous les débris n°2 et LGS recyclés, ainsi que les mattes et blisters importés, sont mélangés et recyclés en tant que "restes" (débris contenant moins de 10 % de *Cu*) à l'aide

du procédé hydrométallurgique. Les déchets exportés représentent également des pertes en cuivre, mais moins importantes du fait de leur faible teneur.

6.2.3.3 Minimisation de la consommation énergétique

La minimisation de la consommation énergétique conduit en fait à une production d'énergie de 41 TWh/an . Cela s'explique par l'hypothèse que l'énergie libérée lors de l'incinération des déchets est valorisée par la production d'électricité.

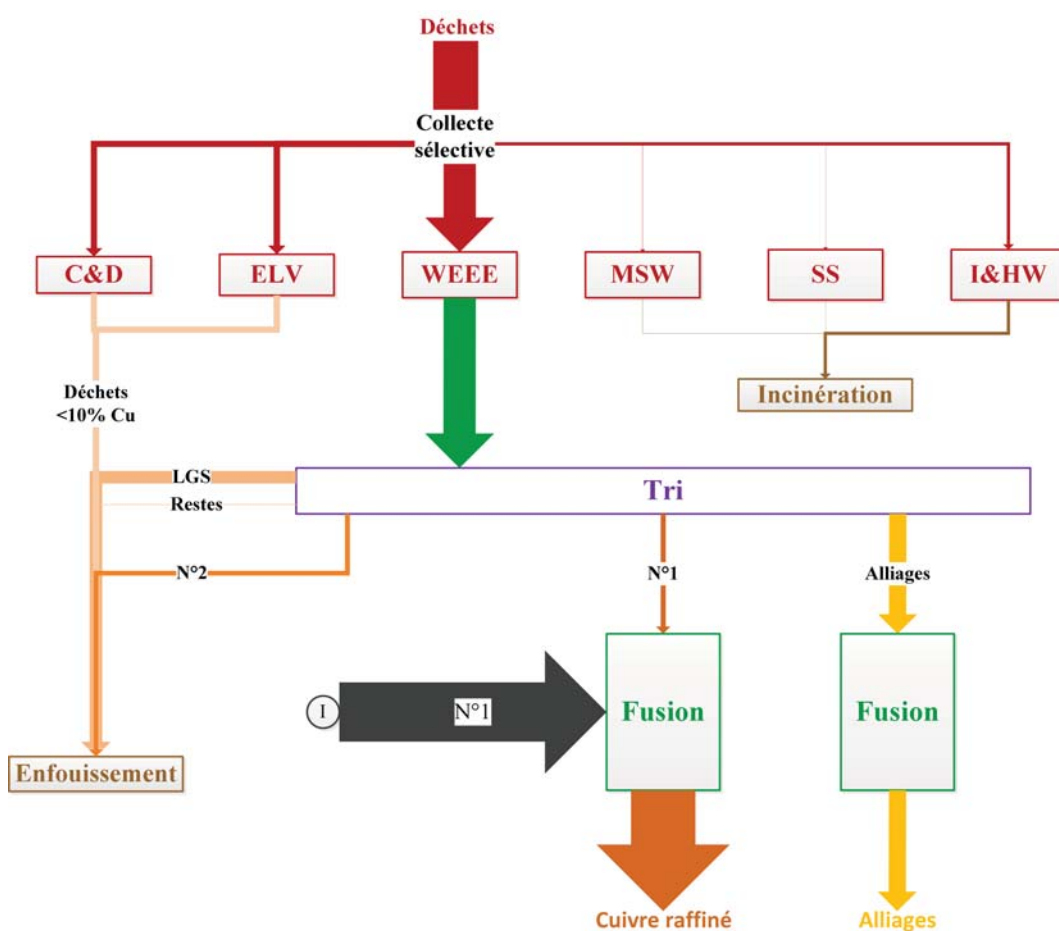


FIGURE 6.7 : Représentation des flux lors de la minimisation de la consommation énergétique.

Les paramètres suivants permettent un tel résultat (figure 6.7) :

- un taux de collecte sélective de 100 % ;

- le tri des WEEE et l'élimination de tous les autres déchets ;
- l'incinération des déchets I&HW, MSW et SS éliminés ;
- l'importation de débris n°1 pour satisfaire la demande et le recyclage des débris n°1 et d'alliages uniquement.

L'incinération des déchets produisant de l'énergie, le modèle propose donc d'incinérer le maximum de déchets possible. Le recyclage des autres déchets et débris consommant plus d'énergie que leur enfouissement, seuls les déchets électroniques sont recyclés, afin de satisfaire la contrainte de non-importation de cuivre raffiné. La différence entre la quantité de cuivre contenu dans les WEEE et la demande est importée sous forme de débris n°1.

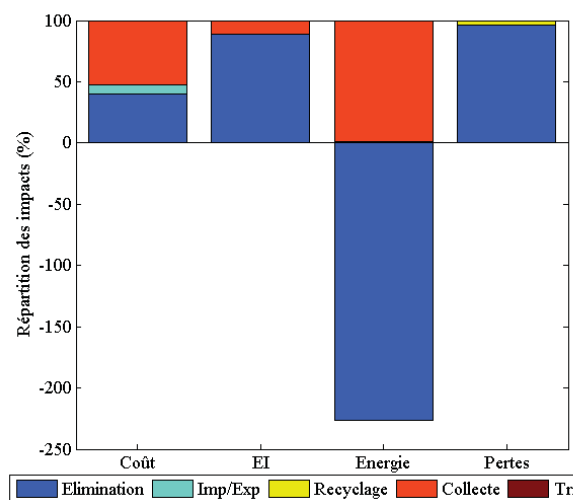


FIGURE 6.8 : Répartition des différents impacts lors de la minimisation de la consommation énergétique.

L'étude détaillée des sources d'impacts, présentée sur la figure 6.8, montre que la consommation énergétique (d'environ 20 TWh/an) est quasiment intégralement due à la collecte des déchets. Les impacts sur l'environnement et les pertes de ressources sont principalement causés par l'élimination des déchets. En ce qui concerne les coûts, ils sont principalement liés à la collecte des déchets (55 % des coûts) et à leur élimination (40 % des coûts).

6.2.3.4 Minimisation des pertes

La valeur optimale du critère de flux de pertes lorsqu'on s'intéresse à ce critère seul conduit à 40 kt/an de cuivre perdu, soit environ 10 % des be-

soins, ce qui est donc loin d'être négligeable. Cela s'explique par le fait que les flux très faiblement concentrés en cuivre sont importants, et qu'ils ne peuvent actuellement pas être recyclés. Ainsi, la minimisation des pertes passe par le recyclage de la plus grande quantité de déchets possible (figure 6.9) :

- un taux de collecte de 100 % ;
- le tri et le recyclage de tous les déchets dont la teneur le permet (c'est-à-dire tous les débris sauf les débris restants, dont la teneur est inférieure à 0,03 %) ;
- l'importation de débris n°1 en quantité permettant de satisfaire la demande.

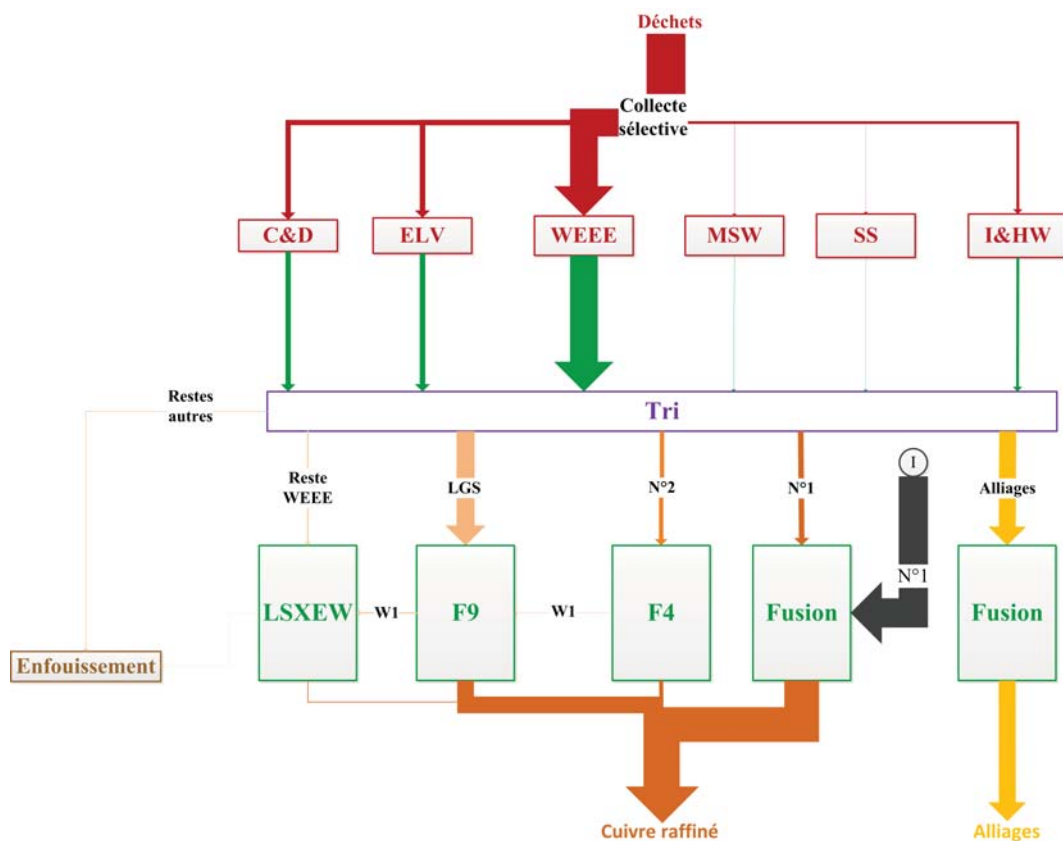


FIGURE 6.9 : Représentation des flux lors de la minimisation des pertes.

Il est à noter que les débris restants issus des WEEE peuvent être recyclés en étant mélangés aux débris nouveaux issus du recyclage des débris à faible teneur.

Les exportations étant considérées comme des pertes, le choix entre élimination et exportation des déchets ne pouvant être recyclés n'a pas d'importance pour ce critère. De même, l'importation de débris n°1, dont le recyclage n'occasionne pas de perte, peut varier. Différentes valeurs de variables de décisions permettent donc d'arriver à ce résultat, une variante sans exportation est utilisée pour les figures 6.9 et 6.10. En ce qui concerne le recyclage, deux flowsheets peuvent être utilisés pour les débris n°2 entraînant un résultat similaire en terme de pertes. Un flowsheet constitué d'un four électrique et d'un four à anode peut être utilisé, moyennant l'importation d'une faible quantité de blister pour améliorer légèrement la teneur en cuivre de ces débris. Un autre flowsheet similaire mais avec une étape d'électroraffinage en plus est utilisé s'il n'y a pas d'importation de blister. En ce qui concerne les débris LGS, ils sont traités à l'aide d'un four électrique, d'un convertisseur Peirce-Smith et d'un four à anode.

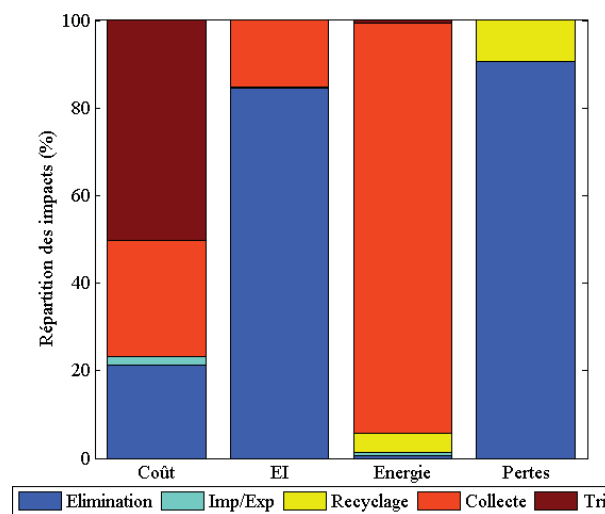


FIGURE 6.10 : Répartition des différents impacts lors de la minimisation des pertes.

Comme on peut le voir sur la figure 6.10, 88 % des pertes sont dues à l'élimination des déchets ne pouvant pas être recyclés, les 12 % restant étant perdus au cours du procédé de recyclage. Dans cette configuration, les coûts sont majoritairement dus au tri des déchets : cela s'explique par le fait que de gros volumes de déchets à faible teneur sont triés, alors que les impacts environnementaux sont principalement dus à l'élimination des déchets. Cela

correspond avec les résultats obtenus pour les autres optimisations monobjectifs. La consommation d'énergie est très majoritairement due à la collecte des déchets.

6.2.3.5 Analyse des résultats

Les optimisations monobjectifs ont donc permis de déterminer la meilleure stratégie de gestion objectif par objectif, ainsi que les secteurs les plus impactants pour chaque critère. Il faut toutefois considérer ces résultats avec précaution : la formulation du modèle propose une évaluation des impacts liés au cycle du cuivre, en prenant l'hypothèse pénalisante que tous les coûts de collecte, de tri, etc. sont imputables à la gestion des flux de cuivre. Cependant, dans la réalité, grâce à la collecte sélective et au tri des déchets, de nombreux autres métaux et matériaux peuvent être recyclés, ce qui pourrait donner lieu à une allocation des impacts. Par conséquent, ce ne sont pas les valeurs absolues qui sont intéressantes, mais la comparaison des résultats entre les différentes stratégies de gestion.

Ces résultats démontrent la nécessité de la mise en place d'une stratégie d'optimisation multiobjectif, afin d'étudier les comportements des critères les uns par rapport aux autres et de déterminer une solution de compromis. Cependant, compte tenu de la taille du problème, avec les paramètres retenus pour l'AG présentés ci-dessus, le temps de calcul pour chaque optimisation monobjectif est particulièrement long (environ 20h30). De plus, pour une même optimisation conduite plusieurs fois, les résultats ne sont pas reproductibles. Après plusieurs essais avec des paramètres et des temps de calcul différents, il s'avère que la meilleure solution n'est pas systématiquement trouvée, et cela sans lien apparent avec les paramètres. De meilleures solutions peuvent être trouvées avec moins d'individus et de générations, le modèle s'enfermant rapidement dans des optimums locaux. Au vu de ce constat, la réalisation d'une optimisation quadriobjectif semble compromise. C'est pourquoi nous nous sommes orientés vers des optimisations biobjectifs. Les deux critères retenus sont la minimisation des coûts et des impacts environnementaux, car ils sont antagonistes et tout deux prioritaires au vu des enjeux actuels, présentés dans le chapitre 1.

6.2.4 Optimisation biobjectif

L'optimisation biobjectif retenue a été conduite avec les mêmes paramètres que pour les optimisations monobjectifs, et les résultats sont présentés sur la figure 6.11.

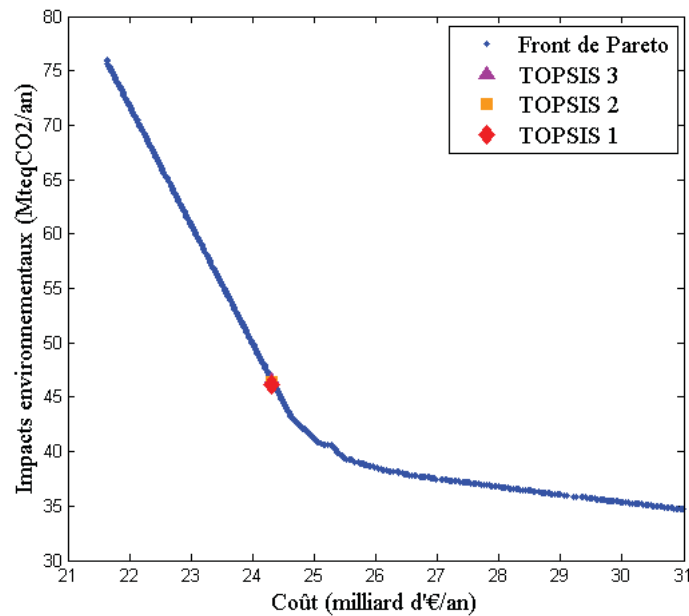


FIGURE 6.11 : Résultats de l'optimisation biobjectif : front de Pareto.

Les résultats de cette optimisation confirment l'intérêt de l'AG, qui construit un front de Pareto très complet parmi lequel il est possible de choisir une solution de compromis. Toutefois, de nombreux essais ont dû être effectués pour obtenir un front de Pareto présentant des solutions uniformément distribuées, en raison du nombre important de variables, de la mise en jeu de variables mixtes, et surtout des contraintes égalité fortes associées à la vérification du bilan matière. La recherche d'une solution de compromis satisfaisante s'est faite sur la base des résultats de cette optimisation biobjectif.

6.2.5 Choix de la meilleure solution de compromis

Afin de choisir une solution parmi le front de Pareto, une méthode d'aide à la décision multicritère a été utilisée. La méthode M-TOPSIS, qui est une méthode d'évaluation synthétique basée sur le concept de la version originale

TOPSIS (Ren et al., 2007), est retenue. Comme évoquée précédemment, on rappelle que cette méthode rend un classement des points du front de Pareto en fonction de leur distance avec le point Utopia (“point optimisé idéal de référence”).

Les trois meilleurs points selon M-TOPSIS, représentés sur la figure 6.11, sont très proches les uns des autres, ce qui est logique étant donné que le front est continu. Le tableau 6.6 présente les valeurs des critères pour ces trois points.

TABLE 6.6 : *Meilleures solutions selon le classement M-TOPSIS.*

Fonction minimisée	Coût (G€/an)	EI (Mt_{eqCO_2}/an)	Énergie (TWh/an)	Pertes (kt/an)	Exp. CR (kt/an)	Exp. alliage (kt/an)
TOPSIS 1	24,3	46,2	157,2	154,6	1 422,5	114,7
TOPSIS 2	24,3	46,4	156,7	154,3	1 432,9	114,9
TOPSIS 3	24,3	46,5	156,2	154,9	1 426,6	114,9

Légende : EI : impacts environnementaux - Exp. : exportations

La figure 6.12 montre comment se répartissent les différents impacts pour la meilleure solution selon M-TOPSIS. Il est à noter que la répartition est très similaire pour les points 2 et 3 et ne sera donc pas étudiée.

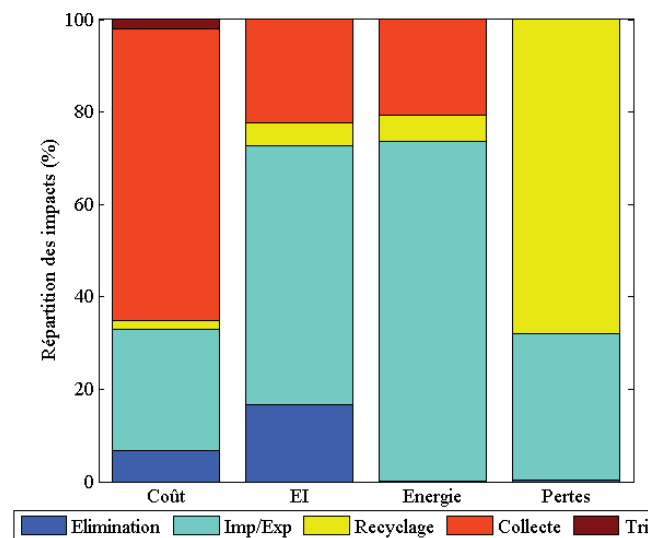


FIGURE 6.12 : *Répartitions des impacts pour la meilleure solution selon le classement M-TOPSIS.*

Les variables de décisions qui permettent d'arriver à ces solutions sont données dans le tableau 6.7. Elles permettent de constater une solution intermédiaire entre l'optimisation individuelle des coûts et des impacts environnementaux (figure 6.13) :

- exportation des déchets faiblement concentrés (tous sauf les WEEE) qui seront traités hors du territoire national ;
- importation de grandes quantités de WEEE, de concentrés, de mattes, de blisters et de débris (à l'exception des débris restants) afin de les recycler et de vendre le cuivre raffiné produit.

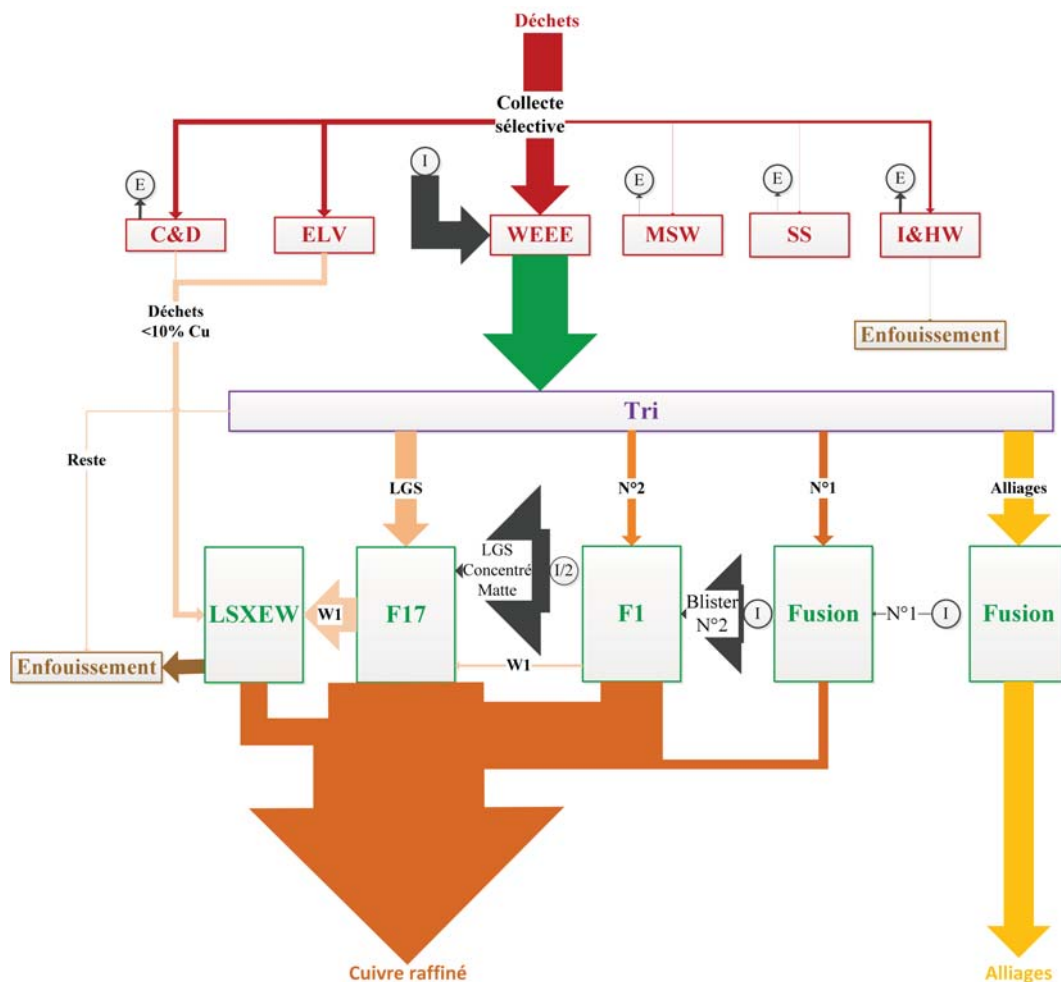


FIGURE 6.13 : Représentation des flux pour la solution de compromis obtenue.

TABLE 6.7 : Variables de décisions permettant d'arriver aux quatre solutions optimales identifiées.

di	Variable	TOPSIS 1	TOPSIS 2	TOPSIS 3
d1	Taux de déchets collectés sélectivement	100 %	100 %	100 %
d2	Fraction de I&HW enfouie (le reste étant incinéré)	99 %	99 %	100 %
d2	Fraction de MSW enfouie (le reste étant incinéré)	99 %	99 %	99 %
d2	Fraction de SS enfouie (le reste étant incinéré)	96 %	75 %	75 %
d3	I-E de déchets mélangés (<i>kt/an</i>)	-2	-4	-4
d7	I-E de WEEE (<i>kt/an</i>)	1 530	1 534	1 534
d8	I-E d'ELV (<i>kt/an</i>)	0	0	1
d9	I-E de C&D (<i>kt/an</i>)	-38 134	-37 557	-38 821
d4	I-E d'I&HW (<i>kt/an</i>)	-101 024	-100 237	-98 099
d6	I-E de MSW (<i>kt/an</i>)	-30 128	-30 820	-30 818
d5	I-E de SS (<i>kt/an</i>)	-817	-605	-604
d13	Choix entre P, S et D pour les WEEE	2	2	2
d14	Choix entre P, S et D pour les ELV	1	1	1
d15	Choix entre P, S et D pour les C&D	1	1	1
d10	Choix entre P, S et D pour les I&HW	3	3	3
d12	Choix entre P, S et D pour les MSW	3	3	3
d11	Choix entre P, S et D pour les SS	3	3	3
d19	I-E de débris purs (N°1) (<i>kt/an</i>)	7	17	11
d18	I-E de débris haute teneur (N°2) (<i>kt/an</i>)	4	4	4
d17	I-E de débris à faible teneur (LGS) (<i>kt/an</i>)	1 600	1 597	1 597
d16	I-E de débris restants (Reste) (<i>kt/an</i>)	-13	-8	-8
d27	I-E de concentrés (<i>kt/an</i>)	1 598	1 599	1 599
d28	I-E de matres (<i>kt/an</i>)	548	548	548
d29	I-E de blisters (<i>kt/an</i>)	416	417	417
d23	Choix entre P et D pour les débris purs issus des WEEE	1	1	1
d22	Choix entre P et D pour les débris N°2 issus des WEEE	1	1	1
d21	Choix entre P et D pour les LGS issus des WEEE	1	1	1
d23	Choix entre P et D pour les débris d'alliages issus des WEEE	1	1	1
d20	Choix entre P et D pour les débris restant issus des WEEE	0	0	0
d26	Choix du flowsheet pour les débris N°2	1	1	1
d25	Choix du flowsheet pour les LGS	17	17	17

6.2.6 Conclusion de l'optimisation par algorithme génétique

L'utilisation de l'algorithme génétique a permis de proposer une solution de gestion des déchets optimisant à la fois les coûts et les impacts environnementaux. Cependant, compte tenu du nombre de variables et critères et de la présence d'une contrainte égalité forte, l'AG ne semble pas assez performant pour la résolution du problème quadriobjectif. En effet, malgré plusieurs essais avec des configuration différentes et des temps de calculs importants (environ 20h30 pour une résolution avec 900 individus et 1 800 générations), il n'a pas

été possible d'obtenir un résultat reproductible. Cette limite était connue mais aucune autre méthode ne semblait apte à résoudre ce problème.

6.3 Vers une linéarisation du modèle

L'optimisation multiobjectif par algorithme génétique ayant montré des limites dues à la taille et à la complexité du problème, une alternative a été envisagée pour traiter le problème à l'aide d'une méthode déterministe en procédant à une linéarisation du problème. En effet, comme cela a été détaillé précédemment (section 5.3), l'optimisation de problèmes linéaires est plus rapide et garantit l'obtention de l'optimum global pour un problème monoobjectif. Le modèle construit ici est non-linéaire et multiobjectif, mais il est linéaire "sous conditions" : des hypothèses et simplifications permettent de le linéariser.

Afin de valider cette approche et d'étudier la faisabilité et l'intérêt de linéariser le problème pour le résoudre plus efficacement, il a été décidé de la tester sur une version simplifiée. Ce paragraphe décrit la méthodologie employée pour linéariser le problème, propose une démarche d'optimisation multiobjectif et ouvre des perspectives pour l'application de cette approche au problème complet.

6.3.1 Choix de l'algorithme et du logiciel

Le logiciel Matlab®, utilisé dans cette étude pour coder le programme non-linéaire, comprend, avec la "Global Optimization Toolbox™" un certain nombre d'algorithmes d'optimisation pour des problèmes linéaires : algorithmes du point intérieur ("Interior point"), du simplexe et de l'"Active set". Cependant, ces algorithmes ne permettent pas de résoudre des problèmes mixtes, ce qui est ici un obstacle majeur, le problème comprenant à la fois des variables continues, entières et binaires. De plus, Matlab® est mal adapté aux problèmes de structure : il ne peut pas gérer les matrices creuses et donc réduire la dimension du problème.

L'environnement de modélisation GAMS (General Algebraic Modelling System) offre une grande variété de procédures d'optimisation, permet une description du modèle indépendante des solutions algorithmiques et permet de s'affranchir des difficultés précédentes.

Le solveur CPLEX 12, basé sur l'algorithme du simplexe, a été retenu pour résoudre le problème dans sa version linéarisée.

6.3.2 Formulation du problème

Le code initial Matlab® a été adapté pour formuler le problème en environnement GAMS, et différentes hypothèses simplificatrices ont été formulées.

6.3.2.1 Calcul des concentrations

Dans la formulation initiale, chaque courant est caractérisé par un débit et des concentrations : lorsque plusieurs courants sont mélangés, le calcul des concentrations dans le nouveau courant se fait à l'aide de l'équation :

$$Cu_S = \frac{Cu_{E_1} \times Q_{E_1} + Cu_{E_2} \times Q_{E_2}}{Q_{E_1} + Q_{E_2}} \quad (6.1)$$

avec :

- Cu_i la concentration en cuivre dans le courant i ,
- Q_i le débit du courant i ,
- E_1 et E_2 les deux courants se mélangeant,
- S le courant issu du mélange.

La connaissance des compositions des courants est essentielle pour connaître la quantité de cuivre perdue, éliminée, etc., mais aussi pour le choix du flow-sheet de recyclage, les procédés étant caractérisés par des gammes de compositions acceptables. Pour linéariser le problème, les compositions ont été remplacées par des courants partiels (débits massiques partiels).

6.3.2.2 Formulation des “choix”

Dans la formulation initiale du problème, une variable y_i représentant le ratio de partage d'un courant (F_A) en trois courants (F_B , F_C et F_D) est reliée aux débits par $F_B = y_B.F_A$, $F_C = y_C.F_A$ et $F_D = y_D.F_A$ avec $y_i \in [0 ; 1]$ et $y_B + y_C + y_D = 1$. Pour modéliser un choix, les variables y_i sont binaires : il est possible de formuler le problème de façon équivalente en introduisant une

grande valeur M (“bigM”), qui doit être supérieure à F_A :

$$\begin{aligned} F_A &= F_B + F_C + F_D \\ y_B + y_C + y_D &= 1 \\ F_B &\leq y_B \times M \\ F_C &\leq y_C \times M \\ F_D &\leq y_D \times M \end{aligned} \tag{6.2}$$

La figure 6.14 représente par exemple le choix entre élimination, recyclage direct et tri pour extraire les différents types de déchets de chacune des six catégories déchets.

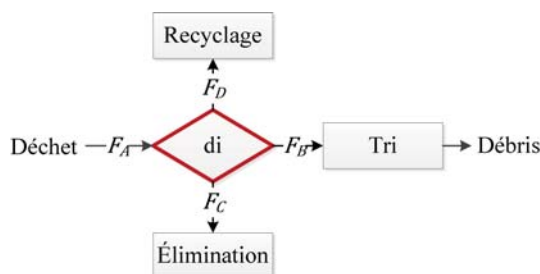


FIGURE 6.14 : Représentation d’une variable de décision partageant deux flux.

Dans ce cas, les y_i sont des variables binaires car il s’agit d’un choix. Lorsqu’il s’agit d’un “partage” (par exemple ratio de déchets collectés sélectivement), les y_i doivent être déclarées comme variables positives. Ainsi, dans le programme linéarisé, la variable correspondant au ratio de déchets enfouis doit être transformée en variable de choix entre enfouissement et incinération.

6.3.2.3 Formulation des conditions de choix “si”

Dans la formulation initiale du problème, plusieurs choix dépendent des variables calculées précédemment. C’est notamment le cas des déchets solides et liquides issus du recyclage de déchets de plus haute qualité qui, selon leur teneur, peuvent être recyclés avec des déchets de qualité inférieure, ou du tarif de l’électricité qui est choisi en fonction de l’abonnement (fixé en fonction de la quantité d’énergie consommée), ou encore des déchets envoyés directement au recyclage et qui sont mélangés à un flux de déchets en fonction de leur teneur.

Si on prend l’exemple du choix du tarif électrique, la puissance nécessaire pour l’abonnement est calculée, pour appliquer le tarif correspondant : pour

les usines, il existe en effet deux tarifs (parmi les tarifs conventionnés EDF), l'un pour une puissance inférieure à 240kVA, et l'autre pour une puissance supérieure. Ainsi, une fois que la quantité d'électricité nécessaire et la puissance de souscription ont été déterminées, il est possible de calculer le coût de l'électricité selon :

$$\begin{aligned}
y_{\leq 240} + y_{> 240} &= 1 \\
1 + \frac{240 - P}{10^{10}} &\geq y_{\leq 240} \\
1 + \frac{P - 240}{10^{10}} &\geq y_{> 240} \\
P &= P_1 + P_2 \\
P_1 &\leq y_{\leq 240} \times M \\
P_2 &\leq y_{> 240} \times M \\
NRJ &= NRJ_1 + NRJ_2 \\
NRJ_1 &\leq y_{\leq 240} \times M \\
NRJ_2 &\leq y_{> 240} \times M \\
C_{elec} &= T_1 \cdot NRJ_1 + T_2 \cdot NRJ_2
\end{aligned} \tag{6.3}$$

Avec :

- $y_{\leq 240}$ et $y_{> 240}$ deux variables binaires ;
- P la puissance de souscription nécessaire ;
- $1 + \frac{240 - P}{10^{10}} > 1$ si $P \leq 240$, < 1 sinon ;
- $1 + \frac{P - 240}{10^{10}} > 1$ si $P > 240$, < 1 sinon ;
- P_i la puissance soumise au tarif i (l'une est nulle et l'autre égale à P) ;
- NRJ la consommation d'électricité ;
- NRJ_i la quantité d'électricité soumise au tarif i (l'une est nulle, l'autre est égale à NRJ) ;
- T_i le tarif i (donnée d'entrée) ;
- C_{elec} le coût de l'électricité.

Le codage des “si”, particulièrement lourd, est à éviter autant que possible. Dans l'état actuel des choses, les WEEE ont une teneur en cuivre de 13 % et les cinq autres catégories de déchets issues de la collecte sélective en France ont une concentration en cuivre inférieure à 10 %. Il est possible que cela évolue, mais dans le code linéaire, on a choisi de mélanger les déchets envoyés directement au recyclage au flux de déchets restants ($< 10 \% Cu$) et de ne pas

coder la possibilité de les mélanger aux LGS si leur teneur est suffisante. De même, le recyclage des nouveaux débris (déchets du recyclage des débris à plus haute teneur) ne concerne que des flux marginaux comparés au flux global à traiter, il a donc été décidé dans un premier temps de ne pas les recycler dans la formulation linéaire.

6.3.3 Conclusion de la formulation linéaire

Les différentes hypothèses retenues pour simplifier la formulation linéaires sont récapitulées ici :

- les importations de cuivre issu de l'industrie primaire sont interdites sous toutes les formes (concentrés, mattes, blisters, cuivre raffiné, alliages) ;
- les déchets éliminés sont soit incinérés, soit enfouis, mais ne sont pas partagés ;
- tous les déchets envoyés au recyclage sans tri préalable sont mélangés aux déchets restants ;
- les déchets issus du recyclage des débris ne sont pas recyclés ;
- seuls les 67 flowsheets comportant quatre procédés ou moins ont été retenus sur les 127 construits pour le traitement des LGS.

6.3.4 Optimisation

6.3.4.1 Optimisation monobjectif

De même qu'avec l'algorithme génétique, chacune des fonctions a tout d'abord été minimisée en laissant libre chacune des autres fonctions et en interdisant les importations de cuivre raffiné et d'alliage. Cela a conduit aux résultats présentés dans la table 6.8.

Les résultats sont pour tous les critères légèrement moins bons qu'avec le modèle complet optimisé par algorithme génétique en monobjectif. Ce résultat est logique car le changement principal réside dans l'impossibilité ici de recycler les nouveaux débris, alors que leur recyclage permet de diminuer les pertes, d'augmenter la quantité de cuivre produite pour une même quantité de déchets et donc de diminuer les coûts d'achat d'autres sources de cuivre, ainsi que la consommation d'énergie pour produire ou importer et les impacts environnementaux liés.

TABLE 6.8 : *Résultats des optimisations monobjectifs conduites avec la formulation linéaire.*

Fonction minimisée	Coût (G€/an)	EI (Mt_{eqCO_2}/an)	Énergie (TWh/an)	Pertes (kt/an)	Exp. CR (kt/an)	Exp. alliage (kt/an)
Coût	28	97	-28	121	645	115
EI	35	34	148	198	0	16
Énergie	30	94	-41	203	0	8
Pertes	58	68	34	46	0	22

Légende : EI : impacts environnementaux - Exp. : exportations

Malgré ces différences sur les valeurs des fonctions-objectifs, on observe d'une part que, comme précédemment, ces quatre solutions sont très éloignées les unes des autres, et d'autre part que les stratégies adoptées pour atteindre l'optimum sont très similaires à celles du problème complet.

On retrouve ainsi, pour tous les critères, un taux de collecte sélective de 100 %, l'absence d'importations de déchets à l'exception des WEEE, le tri systématique des WEEE, l'importation de débris n°1 et leur recyclage. On observe que dans ce cas, sans le recyclage des nouveaux débris, un flowsheet constitué d'un four électrique, d'un four à anode et d'un four à électrolyse est préféré pour le recyclage des débris n°2, et un flowsheet constitué d'un four électrique, d'un convertisseur Peirce-Smith et d'un four à anode est majoritairement utilisé pour les LGS

La minimisation du coût implique également :

- l'importation de WEEE ;
- le recyclage direct des ELV ;
- l'importation de débris n°1 et de LGS ;

Cependant, n'ayant pas la possibilité d'importer du cuivre issu de l'industrie primaire pour augmenter leur concentration, les débris restant ne peuvent pas être recyclés.

En ce qui concerne la minimisation des impacts sur l'environnement, la stratégie est exactement similaire à celle obtenue avec l'AG, à l'exception de l'importation de mattes et blisters qui n'est pas possible dans cette formulation.

La minimisation de la consommation énergétique et des pertes passent exactement par les mêmes leviers que ceux obtenus avec l'AG.

Ainsi, on retrouve bien la confirmation que les quatre critères de ce problème sont antagonistes et que leur prise en compte conjointe nécessite la mise en œuvre d'une méthode d'optimisation multiobjectif pour trouver une solution de compromis.

6.3.4.2 Optimisation multiobjectif

Une méthode dérivée de ε -contrainte décrite dans la section 5.3.2.1 est utilisée, mais modifiée de façon à réduire le temps de calcul. En effet, comme cela a été dit dans le chapitre 5, pour un problème quadriobjectif et un découpage en 10 intervalles (ce qui est nécessaire pour avoir un maillage assez précis), il faut faire le calcul 1 331 fois. Il serait en théorie possible d'automatiser la procédure, mais un inconvénient majeur de GAMS est que lorsqu'aucune solution n'existe pour des contraintes fixées, le calcul s'arrête.

Ainsi une alternative est proposée pour trouver un point de compromis sans construire la totalité du front de Pareto et donc en effectuant moins de calculs.

6.3.4.2.1 Optimisation bicritère

Dans un premier temps, afin d'analyser le comportement de ces fonctions deux à deux, une série d'optimisations bicritères a été conduite. Pour cela, afin de couvrir l'ensemble du front de Pareto et d'avoir un nombre suffisant de points, chacun des quatre critères a été minimisé en fixant, à tour de rôle, une contrainte sur l'un des trois autres critères, les deux derniers étant laissés libres. Cette opération a conduit à l'obtention de six fronts de Pareto, chacun construit avec deux séries de points (une série avec une des fonctions minimisée pendant que l'autre est fixée avec une contrainte, puis une série en inversant les rôles). Les résultats sont présentés sur la figure 6.15.

L'observation de ces courbes ne permet pas la mise en évidence d'une solution évidente à choisir : les "coudes" des fronts ne correspondent pas tous aux mêmes valeurs des variables de décision. Il est possible de constater que les critères les plus antagonistes deux à deux sont le coût et les impacts environnementaux, le coût et les pertes, et enfin la consommation énergétique et les impacts environnementaux. Cette dernière observation peut sembler paradoxale mais s'explique par le fait que la production d'énergie est réalisée par incinération des déchets, activité qui est fortement émettrice de gaz à effet de

serre (GES). Il est à noter que dans un autre pays que la France, ce résultat serait différent car la production d'électricité par incinération permet d'éviter la production à partir d'énergie fossile, et donc une réduction des impacts. L'énergie électrique française majoritairement issue du nucléaire étant faiblement émettrice de GES, les impacts ne sont pas compensés et l'incinération des déchets n'est pas intéressante du point de vue des émissions de GES.

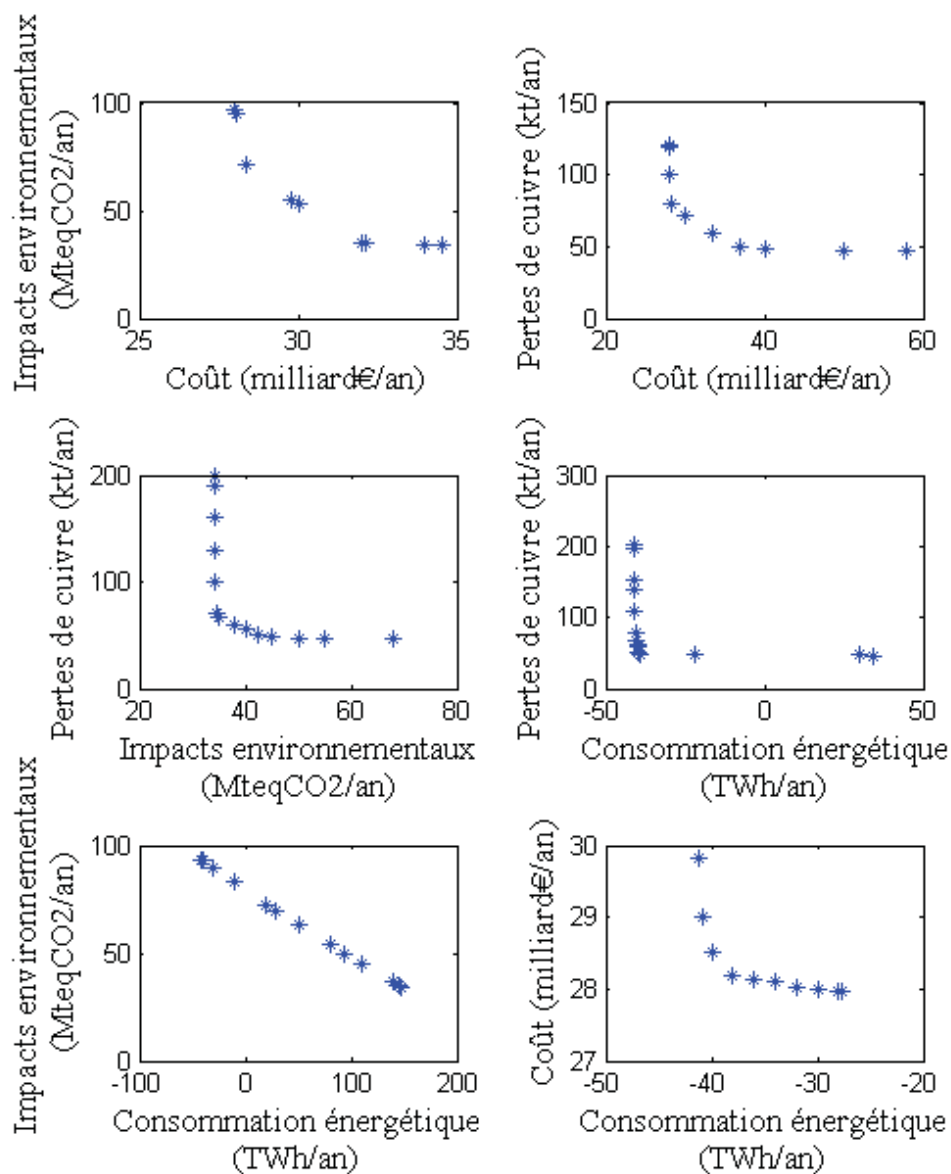


FIGURE 6.15 : Résultats des optimisations bicritères conduites avec la méthode MILP.

De plus, ces courbes montrent des fronts de Pareto convexes : cette constatation nous permet de faire l'hypothèse qu'en quatre dimensions, le front obtenu serait également convexe, ce qui nous a conduit à développer une nouvelle méthode conduisant à l'obtention d'une solution de compromis.

6.3.4.2.2 Principe de la méthode d'optimisation multiobjectif proposée

L'objectif ici est de trouver une solution de compromis entre les différentes fonctions-objectifs sans construire le front de Pareto en totalité. Des procédures allant dans ce sens ont été développées, par exemple [Perrot \(2013\)](#) propose une méthode permettant de trouver “le meilleur point” en découpant l'espace en peu d'intervalles afin de trouver quelques points, puis de choisir la zone pseudo-optimale pour ne redécouper ensuite que l'espace compris entre les deux points les plus acceptables, et ainsi de suite jusqu'à obtenir deux points très proches et retenir une solution de compromis très intéressante compte tenu des critères considérés. Cela revient à ajouter de la connaissance (des contraintes) au fur et à mesure de la résolution du problème. Cette démarche est bien adaptée dans le cas de résolution stochastique mais peut rencontrer des problèmes de mise en œuvre dans la cas où il y a des contraintes fortes. Elle n'est donc pas adaptée à la résolution du problème traité ici à l'aide d'une méthode déterministe et ayant des contraintes fortes. Une nouvelle méthode visant à trouver une solution de compromis sans construire tout le front de Pareto est donc proposée, basée sur la méthode ε -contrainte mais visant comme [Perrot \(2013\)](#) à évaluer le moins de solutions possibles.

L'idée de départ est que, pour une fonction convexe, les points les plus prometteurs du front de Pareto se trouvent sous un “plan” (de n dimensions) reliant les plus mauvaises valeurs de chaque critère quand l'ensemble des solutions est restreint au front de Pareto. Les points les plus intéressants du front de Pareto se situent alors à proximité du centre de gravité de ce plan, et se trouvent en améliorant l'un des critères.

Ainsi, pour un problème biobjectif, la méthode peut se représenter telle que sur la figure 6.16 : le minimum de chacune des fonctions-objectifs (l'autre critère étant laissé libre) est calculé par optimisation monobjectif, ce qui permet d'obtenir deux points.

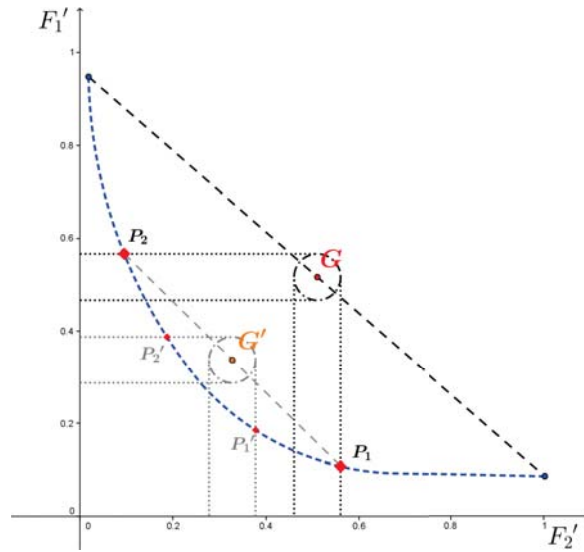


FIGURE 6.16 : Représentation schématique de la détermination d'une solution de compromis par construction de centres de gravité successifs.

Ensuite, les points sont réduits et normalisés afin de ne pas favoriser un critère par rapport à l'autre, et le centre de gravité G est déterminé. La réduction et la normalisation sont inspirées de la méthode TOPSIS, décrite précédemment. Un intervalle de recherche autour du centre de gravité est fixé, par exemple 5 % : l'un des deux critères est fixé inférieur à la borne maximale de l'intervalle, tandis que l'autre est minimisé (par exemple, si $F'_{2_{max}}$ est fixé, la minimisation de F'_1 permet de trouver P_1). Si le front de Pareto est peu convexe, une solution satisfaisante peut ainsi être trouvée directement (si P_1 et P_2 sont suffisamment proches), en revanche si le front est très convexe, il peut être intéressant de reconduire l'opération plusieurs fois (n fois), jusqu'à ce que $P_1^{(n)}$ et $P_2^{(n)}$ soient suffisamment proches (sur la figure on peut ainsi voir l'obtention de G').

Une possibilité permettant d'arriver plus rapidement à une solution de compromis est de déterminer les coordonnées du premier centre de gravité à partir d'un nombre de points plus élevé. Il s'agit de s'inspirer de la méthode ε -contrainte en quadrillant l'espace, mais au lieu de calculer beaucoup de points pour construire tout le front de Pareto, le découper en un nombre limité d'intervalles (trois ou quatre) de façon à avoir plusieurs points dont on détermine ensuite le centre de gravité (figure 6.17). Une fois le centre de gravité obtenu, on procède de la même manière que décrit dans la figure 6.16.

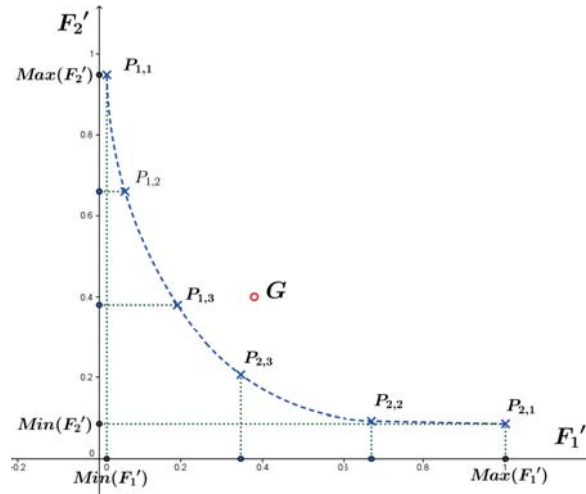


FIGURE 6.17 : Représentation schématisée de la méthode proposée pour trouver la meilleure solution de compromis.

Pour cette étude, il a été décidé de mettre en œuvre cette deuxième solution, en choisissant les points qui serviront à déterminer le centre de gravité, les plus éloignés possible les uns des autres. Une démarche en cinq étapes est proposée pour trouver assez rapidement des points intéressants du front de Pareto.

- La première étape vise à construire un tableau délimitant le périmètre de l'étude, c'est-à-dire contenant tous les extrema, en optimisant tous les critères selon tous les arrangements possibles : pour n critères, un tableau de n colonnes et $\left(A_n^n = \frac{n!}{(n-n)!} = n!\right)$ lignes est obtenu (pour la première ligne, F_1 est minimisé en laissant les autres fonctions-objectifs libres, puis F_1 est fixé à son optimum et F_2 est minimisé et ainsi de suite jusqu'à F_n ; la même démarche est suivie pour chacune des autres lignes en changeant l'ordre d'optimisation des F_j) ;
- Une fois le tableau des extrema construit, les valeurs minimales et maximales de chaque fonction-objectif sont déterminées ;
- Ensuite l'espace entre F_i^{min} et F_i^{max} est découpé en autant de sections que voulu et des points intermédiaires $p_{s,i}$ sont déterminés pour chaque fonction-objectif (pour avoir S sections il faut prendre $S - 1$ points intermédiaires équidistants les uns des autres et des bornes et $(S - 1) \times n$ points intermédiaires doivent être calculés) ;
- Pour chaque point intermédiaire $p_{s,i}$, un tableau $(A_{n-1}^{n-1} \times n)$ est obtenu : le critère F_i est fixé et les $(n - 1)$ autres critères sont optimisés successive-

ment et selon tous les arrangements possibles, comme lors de la première étape ;

- Finalement, $(A_n^n + A_{n-1}^{n-1} \times n \times (S - 1))$ points sont calculés, chaque point étant défini par un jeu de variables et ses n fonctions-objectifs associées. On calcule alors les coordonnées du centre de gravité et on procède comme décrit dans la figure 6.17.

Avec :

S : le nombre total de points intermédiaires

s : l'indice représentant le point intermédiaire étudié

n : le nombre de fonctions-objectifs

i : l'indice de la fonction-objectif ciblée ($i \in [1 ; n]$)

j : l'indice des autres fonctions-objectifs ($j \in [1 ; n] - \{i\}$)

$p_{s,i}$: le $s^{ième}$ point intermédiaire défini pour le critère i

Pour le problème quadriobjectif traité ici, il s'agit donc de faire les calculs pour 72 points pour obtenir le centre de gravité, plus quatre points aux voisinage du centre de gravité. Il est à noter que pour obtenir ces 72 points il faut faire 112 calculs, car comme cela est expliqué dans l'étape 1, la construction d'un point passe par la minimisation successive des différents critères. Ensuite, si les quatre points sont suffisamment proches les uns des autres, il est possible de s'arrêter, sinon on procède par itérations comme décrit dans la figure 6.16, ce qui ajoute quatre points par itération. Ainsi, dix itérations impliquent 162 calculs, au lieu d'au moins 1 331 avec la méthode de Mavrotas (2009), comme nous l'avons vu dans la section 5.3.2.1.

6.3.4.2.3 Mise en œuvre

La démarche présentée ci-dessus a donc été mise en œuvre : 24 points ont été déterminés par minimisations successives de toutes les fonctions-objectifs selon tous les arrangements possibles (tableau 6.9).

Il est intéressant de constater qu'en fonction de l'ordre d'optimisation, pour un même premier critère, les résultats obtenus sont la plupart du temps sensiblement identiques : seul le cas de la minimisation des pertes conduit à des différences significatives lorsqu'on change l'ordre dans lequel les fonctions sont optimisées. Cela est dû à la possibilité d'incinérer, d'enfouir ou d'exporter les déchets non-recyclés sans avoir d'impact sur les pertes.

TABLE 6.9 : *Solutions obtenues par minimisations successives de tous les critères.*

Ordre	1 : Coût (G€/an)	2 : EI (Mt _{eqCO₂} /an)	3 : NRJ (TWh/an)	4 : Pertes (kt/an)
1-2-3-4	28,0	97,3	-27,7	120,8
1-2-4-3	28,0	97,3	-27,7	120,8
1-3-2-4	28,0	97,3	-27,7	120,8
1-3-4-2	28,0	97,3	-27,7	120,8
1-4-2-3	28,0	97,3	-27,7	120,8
1-4-3-2	28,0	97,3	-27,7	120,8
2-1-3-4	33,8	34,3	147,8	206,7
2-1-4-3	33,8	34,3	147,8	206,7
2-3-1-4	34,2	34,3	147,8	203,0
2-3-4-1	34,2	34,3	147,8	203,0
2-4-1-3	34,3	34,3	147,8	196,5
2-4-3-1	34,4	34,3	147,8	196,5
3-1-2-4	29,8	93,5	-41,3	203,0
3-1-4-2	29,8	93,5	-41,3	203,0
3-2-1-4	29,8	93,5	-41,3	203,0
3-2-4-1	29,8	93,5	-41,3	203,0
3-4-1-2	29,8	93,5	-41,3	203,0
3-4-2-1	29,8	93,5	-41,3	203,0
4-1-2-3	57,9	68,6	36,2	46,5
4-1-3-2	57,9	68,6	36,2	46,5
4-2-1-3	61,6	61,5	56,9	46,5
4-2-3-1	61,6	61,5	56,9	46,5
4-3-1-2	57,9	68,0	34,5	46,5
4-3-2-1	57,9	68,0	34,5	46,5
Min	28,0	34,3	-41,3	46,5
s ₁	39	55	22	100
s ₂	50	76	85	153
Max	61,6	97,3	147,8	206,7

Pour les autres fonctions-objectifs, les faibles variations observées peuvent être dues à de légères différences entre les quantités de déchets importées et exportées et ne sont pas significatives.

Une fois ces 24 points obtenus, il serait possible de trouver les coordonnées du centre de gravité puis de chercher un point pseudo-optimal comme présenté précédemment (figure 6.16). Cependant, comme cela a déjà été mentionné, il n'y a finalement que sept voire huit points réellement distincts. Ainsi, compte tenu du nombre de critères, il a été décidé de procéder comme présenté sur la figure 6.17, c'est-à-dire de chercher d'autres points du front de Pareto afin de trouver un "meilleur" centre de gravité (c'est-à-dire plus proche du front de Pareto). Ainsi, les bornes du front de Pareto sont déterminées à partir du minimum et du maximum de chaque fonction parmi les 24 points obtenus, et deux points intermédiaires sont fixés entre les bornes de chaque fonction. Selon la méthode présentée précédemment, 48 nouveaux points ont donc été identifiés. Il est à noter que, vu leur mode de détermination, les 72 points finalement obtenus sont théoriquement tous sur le front de Pareto. Cependant, compte tenu des contraintes, il peut arriver que l'algorithme ne parvienne pas à trouver l'optimum global et qu'un point soit dominé. Dans ce cas, il est possible d'assouplir légèrement les contraintes afin de trouver un point non dominé.

Le centre de gravité de ces points a été déterminé après réduction et normalisation : les plages de données de chaque critère étant différentes, il nous a semblé intéressant de ramener tous les critères au même niveau avant de déterminer un premier centre de gravité. Ensuite, les coordonnées du centre de gravité ont été ramenées dans le système initial, puis chacune des fonctions-objectifs a été minimisée en fixant les autres critères à $\pm 5\%$ du centre de gravité. Les quatre points obtenus étant très disparates et étant chacun obtenu par une stratégie très différente, il a été décidé de procéder comme présenté sur la figure 6.16 par itérations en calculant les coordonnées du centre de gravité de ces quatre points afin de trouver quatre autres points, et ainsi de suite jusqu'à obtenir quatre points ayant des stratégies assez proches les uns des autres (solutions acceptables).

Ainsi il a été possible, après 4 itérations, d'obtenir quatre solutions de compromis, entre lesquels les différences de stratégies sont faibles (table 6.10). En

effet il a été décidé de s'arrêter à ces quatre points car ils sont tous situés à moins de 5 % du centre de gravité à partir duquel ils ont été obtenus.

Il est à noter que pour chacun des points un temps de calcul compris entre dix secondes et une minute est nécessaire, soit un temps total de calcul inférieur à 120 minutes

TABLE 6.10 : *Meilleures solutions de compromis obtenues à l'aide de la méthode de résolution linéaire.*

Solution	Coût (G€/an)	EI (Mt_{eqCO_2}/an)	Énergie (TWh/an)	Pertes (kt/an)	Exp. CR (kt/an)	Exp. alliage (kt/an)
S1 : Coût min	29,26	73,11	19,40	83,30	0	9,26
S2 : EI min	29,29	73,08	19,40	87,06	0	5,35
S3 : NRJ min	29,29	73,11	19,31	87,06	0	5,35
S4 : Pertes min	29,27	73,11	19,33	83,18	0	7,52

Légende : EI : impacts environnementaux - Exp. : exportations

L'analyse de ces résultats permet de mettre en évidence les grandes lignes d'une solution optimisée de gestion des ressources (figure 6.18) :

- taux de collecte sélective de 100 % ;
- exportation d'une petite fraction (< 10 %) des MSW, incinération de ce qu'il reste, enfouissement des autres déchets éliminés ;
- tri des WEEE, recyclage direct des ELV et des SS, élimination des autres déchets ;
- recyclage de tous les débris.

Les variables de décision permettant d'obtenir ces points sont présentées dans le tableau 6.11 (la nomenclature est celle de la table 5.1).

Le report de ces choix sur les courbes des optimisations biobjectifs de la figure 6.15 montre que ces points sont situés au niveau du coude de Pareto pour les fronts coût/pertes et coût/impacts environnementaux, qui étaient les deux "paires de critères" les plus antagonistes. Ces résultats semblent donc cohérents.

TABLE 6.11 : Variables de décisions permettant d'arriver aux quatre solutions pseudo-optimales identifiées.

di	Variable	S1	S2	S3	S4
d1	Taux de collecte sélective	100 %	100 %	100 %	100 %
d2	Taux d'I&HW enfouis	1	1	1	1
d2	Taux de MSW enfouis	0	0	0	0
d2	Taux de SS enfouis	0	1	1	1
d3	I-E de déchets mélangés (kt/an)	0	0	0	0
d7	I-E de WEEE (kt/an)	25	-31	-31	0
d8	I-E d'ELV (kt/an)	0	0	0	0
d9	I-E de C&D (kt/an)	0	0	0	0
d4	I-E d'I&HW (kt/an)	0	0	0	0
d6	I-E de MSW (kt/an)	-2 423	-2 451	-2 373	-2 391
d5	I-E de SS (kt/an)	0	0	0	0
d13	Choix recyclage/tri/élimination pour les WEEE	2	2	2	2
d14	Choix recyclage/tri/élimination pour les ELV	1	1	1	1
d15	Choix recyclage/tri/élimination pour les C&D	3	3	3	3
d10	Choix recyclage/tri/élimination pour les I&HW	3	3	3	3
d12	Choix recyclage/tri/élimination pour les MSW	3	3	3	3
d11	Choix recyclage/tri/élimination pour les SS	1	1	1	1
d19	I-E de déchets purs (N°1) (kt/an)	239	243	243	241
d18	I-E de déchets haute teneur (N°2) (kt/an)	0	0	0	0
d17	I-E de déchets à faible teneur (LGS) (kt/an)	0	0	0	0
d16	I-E de déchets restant (Reste) (kt/an)	0	0	0	0
d23	Choix traitement/élimination déchets purs WEEE	1	1	1	1
d22	Choix traitement/élimination déchets N°2 WEEE	1	1	1	1
d21	Choix traitement/élimination LGS WEEE	1	1	1	1
d23	Choix traitement/élimination déchets d'alliages WEEE	1	1	1	1
d20	Choix traitement/élimination déchets restant WEEE	1	1	1	1
d26	Choix du flowsheet pour les déchets N°2	4	4	4	4
d25	Choix du flowsheet pour les LGS	9	58	58	9

Note : Pour les déchets n'étant pas triés, il n'y a pas de choix à faire pour les déchets.

On observe que la stratégie est sensiblement similaire à celle obtenue pour la minimisation des coûts en ce qui concerne le choix des catégories de déchets et déchets recyclés, mais est plus proche de celle de la minimisation des pertes en termes d'importations et de choix pour le recyclage des déchets.

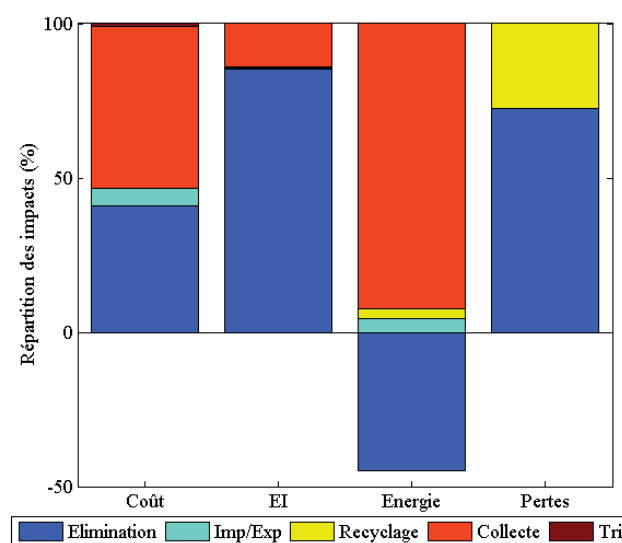


FIGURE 6.19 : Répartition des sources des différents pour la quatrième solution obtenue par programmation linéaire.

6.3.5 Conclusions et perspectives de la formulation linéaire

Les résultats obtenus dans cette étude ont démontré l'intérêt de la linéarisation de problèmes complexes couplée à une démarche d'optimisation cherchant une solution de compromis sans construire la totalité du front de Pareto et avec un temps de calcul raisonnable (inférieur à 120 minutes). L'inconvénient majeur est la difficulté d'automatiser ces calculs, car comme cela a déjà été mentionné, les algorithmes s'arrêtent lorsqu'une solution est impossible à atteindre à cause de contraintes trop fortes.

6.4 Conclusion

Des études mono et biobjectifs ont été conduites grâce à l'algorithme génétique et ont donné une piste de gestion des flux permettant d'optimiser à la fois les coûts et les impacts sur l'environnement. Dans ce cas, il est nécessaire de recycler les déchets des équipements électriques et électroniques fortement concentrés en cuivre et d'importer du cuivre sous forme de concentrés, mattes ou blisters afin de produire et de vendre de grandes quantités de cuivre raffiné. En ce qui concerne les autres déchets, le modèle préconise de les exporter,

mais comme cela a été mentionné, cela est dû au fait qu'aucun impact n'a été attribué au traitement des déchets à l'étranger.

L'étude quadriobjectif n'a cependant pas pu être conduite à l'aide de l'algorithme génétique. En effet ce chapitre a mis en évidence la difficulté de résoudre des problèmes multiobjectifs ayant de nombreuses variables de décision. L'optimisation par algorithme génétique, qui semblait la plus appropriée compte tenu de la faculté de cette méthode à construire des fronts de Pareto pour des problèmes multiobjectifs, a finalement atteint ses limites sur ce problème complexe avec des contraintes égalité fortes.

Considérant ces limites et les temps de calcul prohibitifs pour la résolution du problème multiobjectif par algorithme génétique, une autre voie a été ouverte : la résolution du problème par programmation linéaire. Cette approche a été entamée et se montre prometteuse pour la suite. Une solution de compromis a pu être trouvée optimisant les quatre critères retenus pour ce modèle simplifié : il s'agit de recycler les déchets les plus fortement concentrés (WEEE et ELV), et d'incinérer les I&HW et les MSW. La principale différence entre les deux solutions de compromis obtenues réside dans la quantité de cuivre raffiné produite : l'optimisation bicritère coûts-impacts environnementaux conduit à produire de grandes quantités de cuivre raffiné en important et recyclant des débris n°2 et à faible teneur, afin de vendre la surproduction ; alors que l'optimisation quadriobjectif conduit à ne produire que le nécessaire pour couvrir la demande, en important des débris n°1.

Ainsi, de premières conclusions se dessinent quant à la mise en place d'un système de gestion durable des ressources. Dans les conditions actuelles, il semble en effet que le recyclage des déchets les plus fortement concentrés en cuivre soit le seul à être intéressant pour optimiser à la fois tous les critères. Les solutions de compromis obtenues à l'aide des deux méthodes préconisent le développement de la filière de recyclage des déchets des équipements électriques et électroniques. Néanmoins, si le coût des ressources (matières premières) venait à augmenter ou si de nouveaux procédés de recyclage des déchets à faible teneur en cuivre étaient développés, des évolutions sont à attendre. Il faut également noter que même si tous les déchets étaient recyclés, la quantité actuelle de cuivre contenue dans les déchets ne permet pas de satisfaire la demande et dans tous les scénarios des importations sont nécessaires.

Une suite à ce travail pourrait donc être de faire varier les données d'entrée du système, notamment les données économiques, afin de voir à partir de quels coûts le recyclage de la totalité des flux serait intéressant. Le modèle développé ici peut donc s'adapter très facilement, par ajout ou élimination de contraintes et de critères, pour évaluer des scénarios de gestion en fonction de contraintes économiques, réglementaires ou environnementales. Une autre étude pourrait porter sur les possibilités de réduction de la demande et les effets que cela aurait, par exemple le remplacement par d'autres matériaux.

Conclusions et perspectives

Table des matières

7.1	Conclusions	217
7.2	Perspectives	220

7.1 Conclusions

Ces travaux de thèse avaient pour but de contribuer à l'amélioration de la gestion des ressources naturelles, en proposant un modèle d'optimisation des flux, considérant à la fois des impacts économiques et environnementaux. Dans le contexte actuel, l'approvisionnement en ressources naturelles, et notamment en métaux, risque de devenir rapidement problématique. L'élaboration de meilleures stratégies de gestion des ressources passe par une optimisation des pertes de ressources, des coûts et des impacts environnementaux, mais aussi de la consommation énergétique, elle-même source de pollution.

À l'échelle du monde, différentes stratégies, parfois contradictoires, sont envisageables : faut-il chercher de nouvelles mines, recycler les déchets, remplacer les métaux critiques par d'autres, etc. ? À l'échelle d'un pays, les questions sont légèrement différentes, et ne sont pas les mêmes si le pays dispose ou non de ressources propres. Pour un pays n'ayant pas de réserves importantes, comme c'est le cas de la France, il est naturel de se demander s'il vaut mieux importer le métal "prêt à l'emploi" (raffiné), l'importer sous des formes intermédiaires, s'il est judicieux de recycler ses déchets, etc. Cette étude s'inscrit donc dans une démarche d'ingénierie des procédés et systèmes pour résoudre un problème de bilan de matière et d'énergie à grande échelle.

Il s'agit donc de mettre en place une approche systémique, utilisant les concepts du "process systems engineering" généralisant ainsi les bilans de matières et d'énergie à grande échelle, afin de traiter un problème multiobjectif (optimisation de nombreux critères) comprenant de nombreuses variables de décision. La formulation de ce problème nécessite une très bonne connaissance de la situation actuelle, afin de déterminer les actions à mener.

Une étude bibliographique des travaux dédiés à cette thématique, présentée dans la [chapitre 1](#), a permis d'établir une stratégie pour la résolution d'un tel problème. Elle implique une analyse du cycle de la ressource, la détermination des leviers d'action, le calcul des impacts liés au cycle de la ressource et la mise en œuvre d'une approche d'optimisation pour choisir les meilleurs paramètres de gestion. De plus, les principaux critères devant être évalués ont été déterminés : coût, impacts sur l'environnement, consommation énergétique, pertes en ressource, et quantité de ressource importée.

Le chapitre 2 présente et compare les différentes méthodologies existantes d'évaluation des impacts, afin de choisir les plus adaptées pour répondre à la problématique traitée ici. Cet état de l'art a permis de mettre en évidence la complémentarité des différents outils existants, et l'intérêt de les utiliser de façon combinée. Ce chapitre a ainsi conduit à choisir l'analyse des flux de substance comme outil pour modéliser le cycle des ressources, et l'analyse du cycle de vie pour évaluer les impacts sur l'environnement. L'intérêt de l'utilisation des tables entrées-sorties pour modéliser les flux en gardant un lien fort avec l'économie a également été relevé. Cette méthode a également été retenue en complément de l'analyse des flux de substance. L'utilisation de ces deux outils sur un exemple simplifié, le choix entre deux types de batteries pour alimenter les véhicules électriques, a permis de valider ce choix.

Dans le chapitre 3, le cycle du cuivre en France est modélisé pour les années 2000 à 2009. Cette modélisation est réalisée selon la méthode d'analyse des flux de substance retenue, et met en évidence la nécessité d'utiliser les concepts de réconciliation de donnée et de propagation des erreurs pour obtenir un résultat relativement précis et fiable. En effet, cette modélisation passe par une étape importante de collecte des données auprès de sources diverses, ce qui implique des écarts dans le bilan matière. Le cycle du cuivre a également été modélisé à partir de la table entrées-sorties physique de la France réalisée pour l'année 2003 dans le cadre du projet ANR [Forwast \(2012\)](#). L'utilisation de ces tables à des fins de modélisation du flux des ressources en lien avec l'économie s'est montrée prometteuse, mais un certain nombre d'améliorations sont nécessaires pour une utilisation plus avancée, dont la mise en place sort du cadre de ce travail. Ce chapitre a ainsi permis de construire assez précisément le cycle du cuivre contemporain de la France, et les résultats ont montré que des pertes importantes de cuivre ont lieu à l'étape de traitement des déchets, et que la quantité totale de cuivre contenue dans les déchets ne permet pas de couvrir la demande actuelle en cuivre raffiné.

Suite aux résultats de l'analyse des flux de cuivre en France, le chapitre 4 explore plus en détail la problématique du recyclage des déchets contenant du cuivre. Les sources de débris de cuivre sont répertoriées et un état de l'art des procédés de recyclage est conduit. Cette analyse a conduit à retenir dix procédés utilisables pour recycler les différents types de débris. Les performances, gammes de fonctionnement et consommations énergétiques de ces procédés

ont été estimées à partir d'une étude bibliographique, puis une méthode de construction et d'évaluation de flowsheets de recyclage a été développée, basée sur le travail de [Suljada \(2001\)](#). Dans ce chapitre, la possibilité d'améliorer la connaissance sur les procédés par leur modélisation à l'aide de logiciels dédiés est également étudiée, mais une collecte importante de données serait nécessaire pour la mener à bien.

Le chapitre 5 propose, à partir des résultats obtenus dans les chapitres précédents, une formulation du problème d'optimisation. Il s'agit d'identifier les leviers d'actions pour définir les variables de décision, et d'exprimer les critères en fonction de ces variables. Ainsi, une superstructure présentant les flux retenus a été présentée et la méthode de calcul des impacts a été mise en place. Cette étude a permis de mettre en évidence le fait que le problème traité ici est non-linéaire, et implique un nombre important de variables de décision, à la fois continues et entières. De plus, ce chapitre présente un état de l'art des méthodes d'optimisation et met en évidence l'intérêt de l'algorithme génétique pour résoudre un problème non-linéaire et multiobjectif, ce qui est le cas ici. Cette méthode est *a priori* retenue, malgré ses difficultés connues à résoudre des problèmes ayant des contraintes fortes, car elle est la plus adaptée parmi les méthodes existantes. Enfin, la formulation et la méthode d'optimisation sont validées par leur mise en œuvre sur un exemple simplifié : le choix du mode de gestion de cartes de circuits imprimés.

Le chapitre 6 applique la méthodologie pour optimiser le cycle du cuivre en France. La formulation du problème est codée à l'aide du logiciel Matlab®, et les différents impacts sont calculés en fonction des variables de décisions. Ensuite, une version de l'algorithme génétique adaptée à la résolution de problèmes mixtes développée par [Gomez \(2008\)](#) est utilisée pour trouver les paramètres optimaux. Dans un premier temps, l'étude permet de déterminer les optima individuels des différents critères et la stratégie à mettre en place pour les atteindre. Cependant, comme on pouvait le craindre, la contrainte égalité forte liée à la nécessaire satisfaction du bilan matière entraîne des difficultés de convergence pour l'algorithme génétique. C'est pourquoi une méthode de résolution déterministe par linéarisation du modèle, basée sur un exemple simplifié, est explorée dans ce chapitre. En effet, sous certaines hypothèses, il a été possible de linéariser le problème "sous condition" et ainsi de faire des optimisations monobjectifs à l'aide d'une méthode MILP (Mixed-Integer Linear

Programming). C'est pourquoi une nouvelle approche permettant de déterminer une solution de compromis sans construire le front de Pareto dans sa totalité est proposé. Ces deux approches arrivent toutefois à un résultat similaire : le développement de la filière de recyclage des déchets des équipements électriques et électroniques en France est nécessaire pour améliorer la gestion globale du cuivre.

7.2 Perspectives

Ce travail ouvre également de nombreuses perspectives d'utilisation et d'évolution potentielle du modèle.

Une première perspective est l'utilisation de la méthodologie proposée ici pour comparer des scénarios. La procédure MFA pourrait ainsi être utilisée pour déterminer si la ressource est disponible en quantité suffisante pour satisfaire la demande future. En effet, à partir de l'évolution de 2000 à 2009 et de scénarios macro-économiques proposés par des économistes, comme par exemple ceux du Groupement Intergouvernemental pour l'Environnement et le Climat (GIEC) (Bernstein et al., 2007), il est possible d'imaginer un ensemble de scénarios de demande en ressources et de production des déchets. Par exemple, si les véhicules électriques se développent, la quantité de cuivre dans les véhicules en fin de vie connaîtra une croissance exponentielle, car il y a deux fois plus de cuivre dans ces véhicules que dans les véhicules actuels. L'idée est de savoir s'il est possible de continuer à utiliser autant de cuivre, ou s'il est nécessaire de trouver un matériau de remplacement. On peut par exemple envisager d'utiliser de l'aluminium à la place du cuivre pour les applications électriques, ou de la céramique à la place des alliages à haute température dans les moteurs à turbine (van der Voet et al., 2013). Pour cela, l'utilisation des tables entrées-sorties pourrait être particulièrement intéressante.

Ensuite, des options de gestion des déchets peuvent être évaluées comme décrit précédemment pour chaque scénario futur, et un modèle d'optimisation multiobjectif pourrait être proposé. Cela viserait à trouver la(les) meilleure(s) option(s) pour chaque scénario, en prenant en compte la consommation et les pertes de ressources, les impacts environnementaux et les coûts, qui doivent être minimisés (chapitre 5). En outre, il a été considéré ici qu'il n'était pas possible de jouer sur la demande ni sur la production de déchets. Cependant

des choix politiques peuvent avoir des impacts sur ces paramètres et il serait intéressant de faire des études de scénarios dans lesquels ces paramètres varieraient.

En outre, comme cela a été mentionné, le recyclage du cuivre vise systématiquement à produire du cuivre raffiné ayant une teneur supérieure à 99,9 %. Une autre étude pourrait viser à jouer sur le taux de pureté en fonction de l'application visée. La considération de procédés menant à des propriétés moindres pourrait étendre l'aire de recherche des flowsheets pour l'optimisation.

Également sur la problématique du recyclage, l'approche proposée ici est assez nouvelle. En effet, à notre connaissance, si des études existent sur la problématique de l'amélioration des procédés, peu d'études portent cette vision globale de la chaîne de recyclage via la construction de flowsheets. Cependant, nous avons vu qu'il est particulièrement difficile de trouver des données permettant de modéliser les procédés. Il serait donc intéressant de poursuivre les efforts de modélisation à l'aide d'expérimentations ou en établissant des partenariats avec des industriels afin de déterminer les données manquantes.

Enfin, dans cette étude, le bilan matière du cuivre est réalisé à une échelle nationale. Il s'agit d'une première étape pour améliorer la gestion de ce métal en France. La même méthode pourrait être appliquée à une échelle plus grande (européenne ou mondiale par exemple) pour une approche plus globale, et bien sûr étendue à d'autres métaux.

Annexes

Table des annexes

A	Classification des catégories retenues dans le projet Forwast	225
B	Technologies utilisées pour la production de cuivre par pyrométallurgie	229
C	Caractéristiques des procédés retenus pour le recyclage du cuivre	239
D	Les différents flowsheets	249
E	Données utilisées pour les calculs des impacts	251

A Classification des catégories retenues dans le projet Forwast

Le tableau A.1 présente les catégories (activités et produits) retenues dans le projet Forwast, en donnant le code NACE (Nomenclature statistique des Activités économiques dans la Communauté Européenne), l'indice Eurostat (Eur), l'indice Forwast (For) et l'intitulé de la catégorie :

TABLE A.1 : *Classification des activités/produits dans le projet Forwast.*

NACE	Eur	For	Intitulé
01	1		Products of agriculture, hunting and related services
		1	Bovine meat and milk
		2	Pigs
		3	Poultry and animals n.e.c.
		4	Grain crops
		5	Crops n.e.c.
		6	Agricultural services n.e.c.
02	2		Products of forestry, logging and related services
		7	Forest products
		8	Recycling of waste wood
05	3		Fish and other fishing products; services incidental of fishing
		9	Fish
10	4		Coal and lignite; peat
		10	Coal, lignite, peat
11	5		Crude petroleum and natural gas; services incidental to oil and gas extraction excluding surveying
		11	Crude petroleum and natural gas
12	6		Uranium and thorium ores
13	7		Metal ores
		12	Iron ores from mine
		13	Bauxite from mine
		14	Copper from mine
		15	Metals from mine n.e.c.
14	8		Other mining and quarrying products
		16	Sand, gravel and stone from quarry
		17	Clay and soil from quarry
		18	Minerals from mine n.e.c.
15	9		Food products and beverages
		19	Meat and fish products
		20	Dairy products
		21	Fruits and vegetables, processed
		22	Vegetable and animal oils and fats
		23	Flour
		24	Sugar
		25	Animal feeds
		26	Food preparations n.e.c.
		27	Beverages
16	10		Tobacco products
		28	Tobacco products
17	11		Textiles

NACE	Eur	For	Intitulé
		29	Textiles
18	12		Wearing apparel; furs
		30	Wearing apparel and furs
19	13		Leather and leather products
		31	Leather products, footwear
20	14		Wood and products of wood and cork (except furniture); articles of straw and plaiting materials
		32	Wood products, except furniture
21	15		Pulp, paper and paper products
		33	Pulp, virgin
		34	Recycling of waste paper
		35	Paper and paper products
22	16		Printed matter and recorded media
		36	Printed matter and recorded media
23	17		Coke, refined petroleum products and nuclear fuels
		37	Refined petroleum products and fuels
		38	Recycling of waste oil
24	18		Chemicals, chemical products and man-made fibres
		39	Fertiliser, N
		40	Fertiliser, other than N
		41	Plastics basic, virgin
		42	Recycling of plastics basic
		43	Chemicals n.e.c.
25	19		Rubber and plastic products
		44	Rubber and plastic products
26	20		Other non-metallic mineral products
		45	Glass, mineral wool and ceramic goods, virgin
		46	Recycling of glass, mineral wool and ceramic goods
		47	Cement, virgin
		48	Recycling of slags and ashes
		49	Concrete, asphalt and other mineral products
		50	Recycling of concrete, asphalt and other mineral products
		51	Bricks
		52	Recycling of bricks
27	21		Basic metals
		53	Iron basic, virgin
		54	Recycling of iron basic
		55	Aluminium basic, virgin
		56	Recycling of aluminium basic
		57	Copper basic, virgin
		58	Recycling of copper basic
		59	Metals basic, n.e.c., virgin
		60	Recycling of metals basic, n.e.c.
		61	Iron, after first processing
		62	Aluminium, after first processing
		63	Copper, after first processing
		64	Metals n.e.c., after first processing
28	22		Fabricated metal products, except machinery and equipment
		65	Fabricated metal products, except machinery
29	23		Machinery and equipment n.e.c.

NACE	Eur	For	Intitulé
		66	Machinery and equipment n.e.c.
30	24		Office machinery and computers
		67	Office machinery and computers
31	25		Electrical machinery and apparatus n.e.c.
		68	Electrical machinery n.e.c.
32	26		Radio, television and communication equipment and apparatus
		69	Radio, television and communication equipment
33	27		Medical, precision and optical instruments, watches and clocks
		70	Instruments, medical, precision, optical, clocks
34	28		Motor vehicles, trailers and semi-trailers
		71	Motor vehicles and trailers
35	29		Other transport equipment
		72	Transport equipment n.e.c.
36	30		Furniture; other manufactured goods n.e.c.
		73	Furniture; other manufactured goods n.e.c.
37	31		Secondary raw materials
		74	Recycling services
40	32		Electrical energy, gas, steam and hot water
		75	Electricity, steam and hot water
		76	Gas
41	33		Collected and purified water, distribution services of water
		77	Water, fresh
45	34		Construction work
		78	Buildings, residential
		79	Buildings, non-residential
		80	Infrastructure, excluding buildings
50	35		Trade, maintenance and repair services of motor vehicles and motorcycles; retail sale of automotive fuel
		81	Trade and repair of motor vehicles; service stations
51	36		Wholesale trade and commission trade services, except of motor vehicles and motorcycles
		82	Wholesale trade
52	37		Retail trade services, except of motor vehicles and motorcycles; repair services of personal and household goods
		83	Retail trade and repair services
55	38		Hotel and restaurant services
		84	Hotels and restaurants
60	39		Land transport; transport via pipeline services
		85	Land transport; transport via pipelines
61	40		Water transport services
		86	Transport by ship
62	41		Air transport services
		87	Air transport
63	42		Supporting and auxiliary transport services; travel agency services
		88	Cargo handling, harbours; travel agencies
64	43		Post and telecommunication services
		89	Post and telecommunication
65	44		Financial intermediation services, except insurance and pension funding services

NACE	Eur	For	Intitulé
		90	Financial intermediation
66	45		Insurance and pension funding services, except compulsory social security services
		91	Insurance and pension funding
67	46		Services auxiliary to financial intermediation
		92	Services auxiliary to financial intermediation
70	47		Real estate services
		93	Real estate services
71	48		Renting services of machinery and equipment without operator and of personal and household goods
		94	Renting of machinery and equipment etc.
72	49		Computer and related services
		95	Computer and related services
73	50		Research and development services
		96	Research and development
74	51		Other business services
		97	Business services n.e.c.
75	52		Public administration and defence services; compulsory social security services
		98	Public service and security
80	53		Education services
		99	Education services
85	54		Health and social work services
		100	Health and social work
90	55		Sewage and refuse disposal services, sanitation and similar services
		101	Incineration of waste
		102	Manure treatment
		103	Biogasification of waste
		104	Composting of food waste
		105	Waste water treatment
		106	Landfill of waste
		107	Land application of waste
n.a.		108	Unexpected waste
91	56		Membership organisation services n.e.c.
		109	Membership organisations
92	57		Recreational, cultural and sporting services
		110	Recreational and cultural services
93	58		Other services
		111	Services n.e.c.
95	59		Private households with employed persons
n.a.		112	Household, to nourish
n.a.		113	Household, to clean
n.a.		114	Household, to transport and communicate
n.a.		115	Household, to reside
n.a.		116	Household, home composting
n.a.		117	Household, unauthorised incineration

B Technologies utilisées pour la production de cuivre par pyrométallurgie

B.1 Fours de fusion pour matte

B.1.1 Four de fusion éclair

Plus de 50 % des mattes de cuivre sont issues des fours de fusion éclair (flash smelting). Le procédé comprend l'alimentation en air et oxygène, en concentré sec $Cu - Fe - S$, en fondant et matières recyclées au sein du four, à une température de $1\,250^{\circ}C$. Une fois dans le four, les particules de minerai sulfuré réagissent rapidement avec l'oxygène injecté. Cela conduit à l'oxydation contrôlée du fer et du soufre contenus dans le concentré, à un fort dégagement de chaleur et par conséquent à la fusion des solides. Le procédé est continu. Dans le cas où l'air injecté est fortement enrichi en oxygène, il est presque autogène. Il est particulièrement bien adapté à la fusion des fines particules de concentré ($\sim 100\,\mu m$) produites lors de l'étape de flottation.

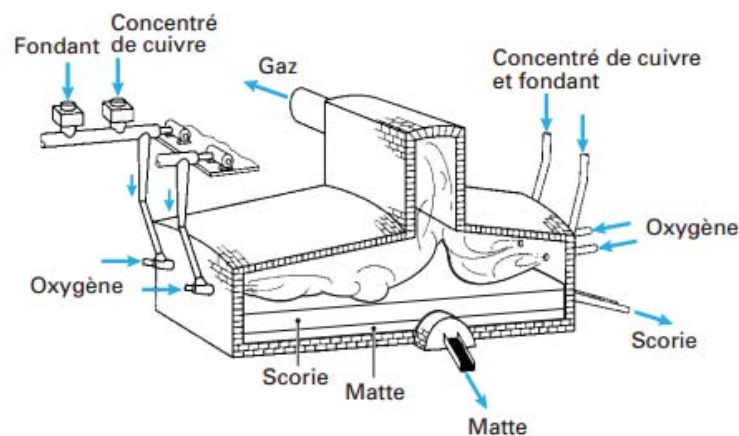


FIGURE B.1 : Schéma du four à fusion éclair Inco (Blazy and Jdid, 2001).

Les produits de la fusion éclair sont :

- la matte en fusion $Cu - Fe - S$, avec $\sim 65\%$ Cu , largement enrichie en cuivre par rapport au concentré de départ ;
- le laitier de ferro-silicates titrant 1 à 2 % Cu ;
- les fumées, chargées en particules fines, contenant 30 à 70 %vol. SO_2 .

Les objectifs de la fusion éclair sont de produire :

- une matte de composition et température constantes, destinée à alimenter un convertisseur.
- un laitier qui, une fois traité pour en récupérer le cuivre, ne contient plus qu’une très petite fraction du cuivre introduit dans le four.
- des fumées suffisamment concentrées en SO_2 pour en assurer une capture efficace sous forme d’acide sulfurique.

Il existe deux types de fours de fusion éclair : le four Outokumpu (~ 30 fours en activité) et le four Inco (~ 5 fours en activité) (Davenport et al., 2002).

B.1.2 Fours Noranda et Teniente

Les procédés Noranda et Teniente utilisent des fours de taille importante, d’environ 5 m de diamètre pour 20 m en longueur. En fonctionnement, ces fours comprennent toujours une certaine quantité de matte et de laitier en fusion. De l’air enrichi en oxygène est dispersé par des tuyères dans la matte en fusion et permet l’oxydation du concentré.

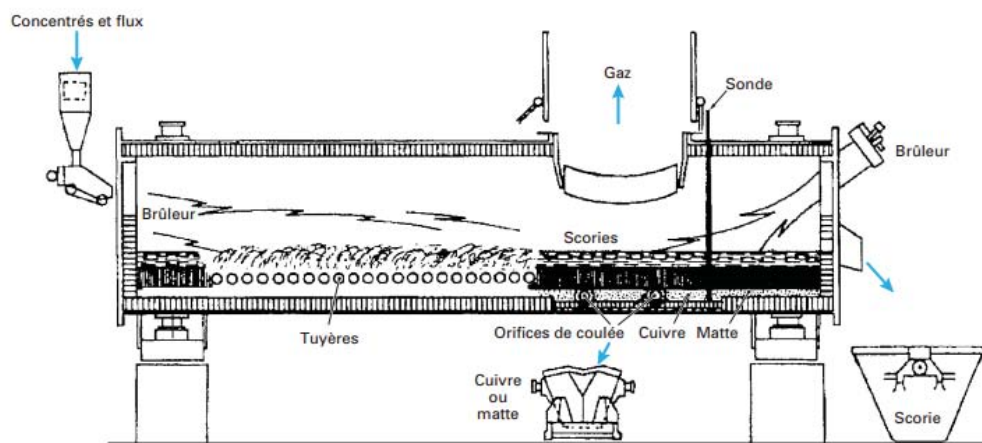


FIGURE B.2 : Schéma du four Noranda (Blazy and Jdid, 2001).

Le concentré $Cu - Fe - S$ est :

1. séché puis introduit dans le four à travers 3 à 10 tuyères spécifiques ;
2. chargé humide (8 % H_2O), par le haut du four, avec du fondant et des matières recyclées à la surface du bain liquide.

On obtient ainsi les produits suivants :

- une matte de haute qualité titrant 72-75 % Cu ;
- un laitier contenant environ 6 % Cu ;
- des fumées contenant 15-25 %vol. SO_2 .

La matte est envoyée vers un convertisseur de type Peirce-Smith pour la production de blister (elle peut aussi être convertie en continu dans un convertisseur Noranda). Le laitier est traité par flottation pour en récupérer le cuivre. Les fumées sont refroidies et filtrées puis transitent vers l'unité de fabrication d'acide sulfurique. La quasi-totalité de l'énergie nécessaire à la fusion de la charge vient de l'oxydation du fer et du soufre. Du gaz naturel, du charbon ou du coke peuvent cependant être brûlés en complément. En 2002, on comptait 4 fours Noranda et 10 fours Teniente en fonctionnement dans le monde, soit 15 à 20 % des capacités de fusion de concentrés (Davenport et al., 2002).

B.1.3 Ausmelt/Isasmelt

Dans le procédé Ausmelt/Isasmelt, la fusion de la charge s'effectue dans un four cylindrique orienté verticalement d'environ 3,5 m de diamètre pour 12 m de hauteur. Le processus de fusion comprend :

- la charge par le haut en concentré humide, fondant et matières recyclées dans le bain en fusion de matte et de laitier ;
- le soufflage d'air enrichi en oxygène à travers une lance verticale dans le bain en fusion.

L'énergie nécessaire est apportée majoritairement par l'oxydation du fer et du soufre. Le principal produit issu du four est un mélange matte/laitier. Ce mélange est transféré dans un four de décantation. Après séparation des phases, on récupère la matte et le laitier titrant respectivement 60 % et 0,7 % Cu . Les années 1990 et 2000 ont vu cette technologie être adoptée un peu partout dans le monde. On estime qu'elle représente aujourd'hui 5 % des capacités de fusion (Davenport et al., 2002).

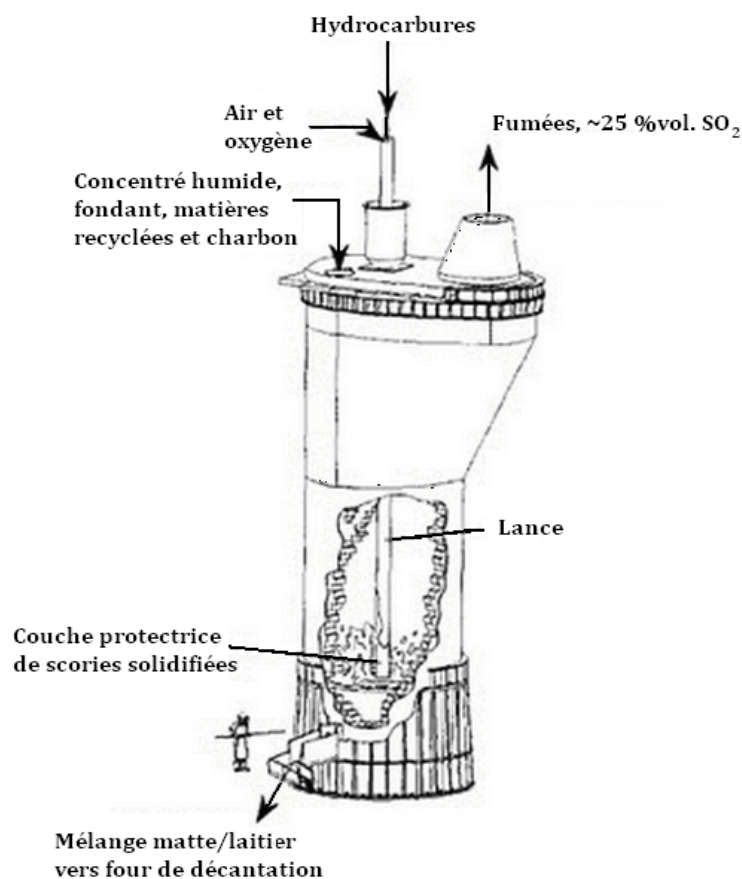


FIGURE B.3 : Schéma du four Isasmelt (*Key to Metals, 2011*).

B.2 Convertissage de la matte

B.2.1 Convertissage en discontinu

L'opération de conversion correspond à l'oxydation de la matte $Cu-Fe-S$ en vue de former du cuivre blister (99 % Cu). Cela comprend l'oxydation du fer et du soufre contenus dans la matte par injection d'air enrichi ou non en oxygène. Cette opération se fait généralement dans un convertisseur Peirce-Smith (procédé discontinu). Il s'agit d'un four rotatif où l'injection de l'air se fait à travers des tuyères immergées dans la matte. D'autres procédés sont également utilisés (convertisseur Hoboken) ou sont en cours de développement.

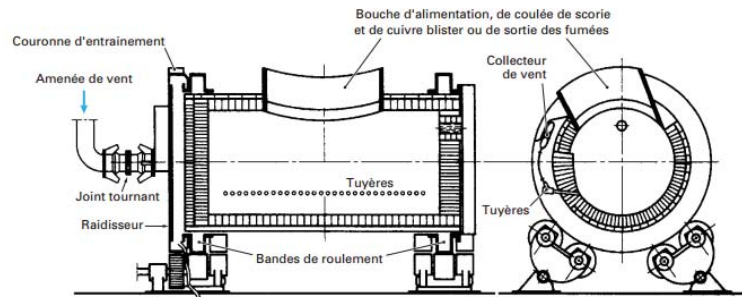


FIGURE B.4 : Schéma d'un convertisseur de type Peirce-Smith (Blazy and Jdid, 2001).

La matière première principale pour l'opération de conversion est la matte $Cu - Fe - S$ issue de la fusion. L'alimentation du convertisseur comprend également du fondant (silice), de l'air et de l'oxygène industriel. Différents matériaux riches en cuivre y sont aussi recyclés, principalement des chutes solidifiées et des déchets de cuivre. Les produits du convertissage sont :

- le cuivre blister en fusion, transféré vers les étapes de raffinage thermique et électrolytique ;
- le laitier de ferro-silicates qui est ensuite traité pour en récupérer le cuivre puis mis au rebut ;
- les fumées contenant du SO_2 qui sont refroidies, filtrées puis traitées pour la production d'acide sulfurique.

L'énergie nécessaire à la conversion de la matte est entièrement fournie par l'oxydation du fer et du soufre : l'opération est autogène (Davenport et al., 2002).

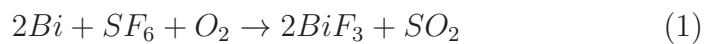
B.2.2 Convertissage continu

En 2002, la majeure partie (plus de 90 %) des opérations de conversion sont réalisées dans un convertisseur Peirce-Smith à tuyères immergées, en discontinu. Cependant, cette opération est l'étape ayant le plus faible rendement et le plus grand impact environnemental relatif. Ce constat a conduit au développement de trois procédés de convertissage continu : convertisseur éclair Outokumpu, convertisseur Mitsubishi, convertisseur Noranda à tuyères immergées.

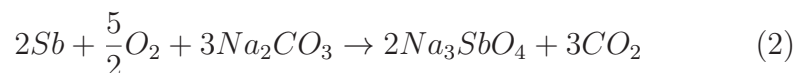
Tous réalisent en continu l'oxydation de la matte et la collecte du SO_2 en vue de son traitement pour la production d'acide sulfurique.

1. Le procédé Outokumpu utilise l'oxygène pur pour produire du cuivre métallique et une scorie titrant 15 à 20 % Cu , à partir d'une matte solide broyée, refroidie afin d'éviter les émissions de SO_2 pendant le transport. La teneur en cuivre de la scorie dépend de sa composition chimique et elle est fonction du soufre contenu dans le blister, une basse teneur ne pouvant être atteinte que par oxydation très poussée. Le four de convertissage Outokumpu est un four de taille plus réduite que celui utilisé dans la fusion pour matte des concentrés.
2. Dans le convertisseur Mitsubishi, on injecte de l'air enrichi en oxygène par des lances verticales dans le bain en fusion de laitier/matte/cuivre. Un avantage de l'alimentation en matte sous forme de particules solides tient à la suppression de la dépendance entre l'opération de fusion pour matte et celle de conversion. La matte solidifiée et broyée peut être stockée pendant la réparation du four de conversion puis convertie pendant que le four de fusion est réparé à son tour.
3. Le procédé Noranda consiste à ajouter la matte au produit en fusion. Des tuyères submergées soufflent de l'air enrichi en oxygène. La phase cuivre contient des inclusions de Bi , As et Sb . La récupération de Cu est comparable à celle des autres méthodes. Les impuretés peuvent être enlevées par deux méthodes :

- (a) la première vise à éliminer Bi par injection de SF_6 :



- (b) la deuxième permet d'éliminer Sb (et As), par injection de carbonate de soude et d'oxygène :



Le convertissage en continu présente de meilleures performances environnementales et minimise les besoins de manipulation des matières. Cela devrait favoriser le développement futur de ces technologies par rapport aux processus discontinus.

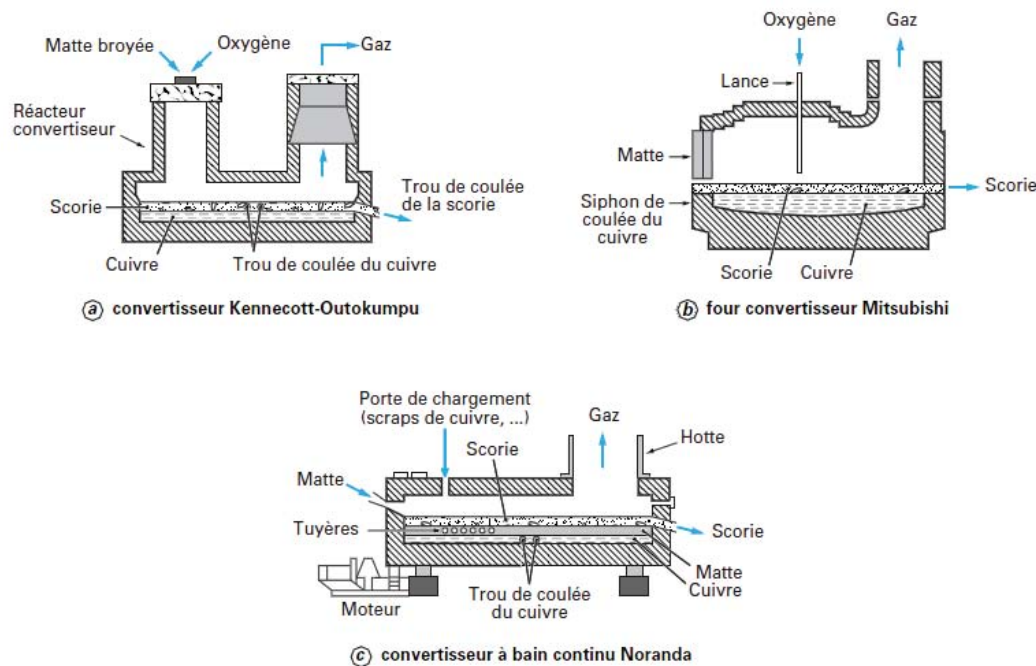


FIGURE B.5 : Procédés de convertissage en continu (Blazy and Jdid, 2001).

B.3 Fusion pour la production directe de cuivre

Des procédés ont été développés en vue de produire directement du cuivre blister dans un unique four, sans avoir à passer par une étape de conversion. Cette opération peut se faire dans un four Outokumpu à fusion éclair. Le principal avantage est la production d'un unique flux de SO_2 , en continu. De plus, les besoins en énergie et les coûts d'investissement et de fonctionnement sont réduits. Le cuivre métallique est obtenu en fixant le rapport entre le débit d' O_2 et le débit de concentré au point correspondant à une oxydation totale des éléments Fe et S présents dans le concentré. Ce rapport doit être contrôlé finement, pour éviter la formation de Cu_2S ou de Cu_2O . Ce procédé a montré son efficacité quant à la capture du SO_2 . Néanmoins, 15-35 % du cuivre du concentré est oxydé et se retrouve dissous dans le laitier. Le cuivre oxydé doit ensuite être réduit en cuivre métallique, en général à l'aide de coke. Le coût engendré par la récupération du cuivre contenu dans le laitier va probablement limiter l'utilisation future de ce procédé à des concentrés qui ne produisent que peu de scories (Davenport et al., 2002).

B.4 Procédé Mitsubishi de fusion/conversion en continu

Le procédé Mitsubishi utilise trois fours reliés par un flux continu de matières en fusion, sous l'effet de la gravité : un four de fusion, un four électrique de séparation du laitier, un four convertisseur.

Dans le four de fusion sont projetés de l'air enrichi en oxygène, du concentré sec, du fondant (SiO_2) et des matières recyclées dans la phase liquide par des lances verticales. Il permet l'oxydation des éléments Fe et S et produit une matte titrant 68 % Cu . Les deux phases liquides (matte et laitier) sont dirigées vers le four électrique.

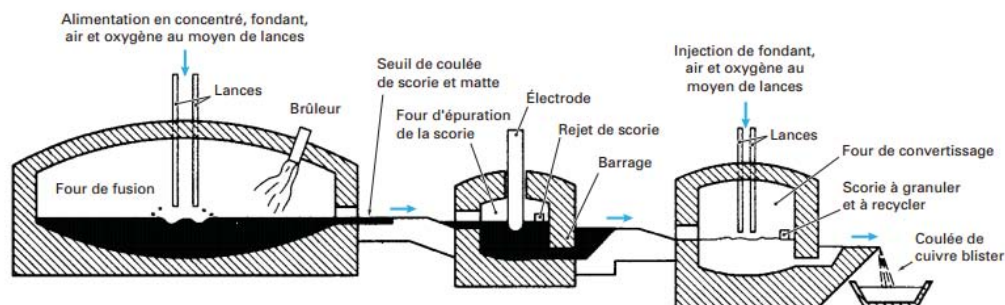


FIGURE B.6 : Procédé Mitsubishi (Blazy and Jdid, 2001).

Le four électrique permet la séparation des deux phases. La matte s'écoule vers le convertisseur tandis que le laitier (0,7-0,9 % Cu) est traité à part.

Le four de conversion est aussi alimenté en air enrichi, en fondant ($CaCO_3$) et en laitier recyclé, via des lances verticales. Il produit du cuivre métallique qui transite vers un four tampon avant son raffinage thermique et électrolytique. Le laitier est dirigé en continu vers un système de granulation à eau, avant d'être recyclé.

Un avantage majeur de ce procédé est son efficacité pour la capture du SO_2 . En outre, l'absence de manutention et de transport de matières fondues avec grue et poche de coulée permet de minimiser les émissions localement. Sa performance environnementale et ses récents progrès en productivité rendent le procédé Mitsubishi attractif dans le cas de nouveaux projets de production de cuivre (Davenport et al., 2002).

B.5 Raffinage thermique et coulée des anodes

Le cuivre blister, qui sort des convertisseurs à l'état liquide contient encore, selon le procédé employé, entre 0,2 et 0,5 % d'oxygène et jusqu'à 1 % de soufre. A ces concentrations, le soufre et l'oxygène se combinent lors du refroidissement des anodes pour former du SO_2 , qui bulle et fragilise les anodes. On empêche la formation de bulles en éliminant le soufre et l'oxygène dissous dans le cuivre, par oxydation (air) puis réduction (hydrocarbures). L'air et les hydrocarbures sont souvent injectés dans le cuivre en fusion par une ou deux tuyères immergées dans un rotatif (dit four à anodes).

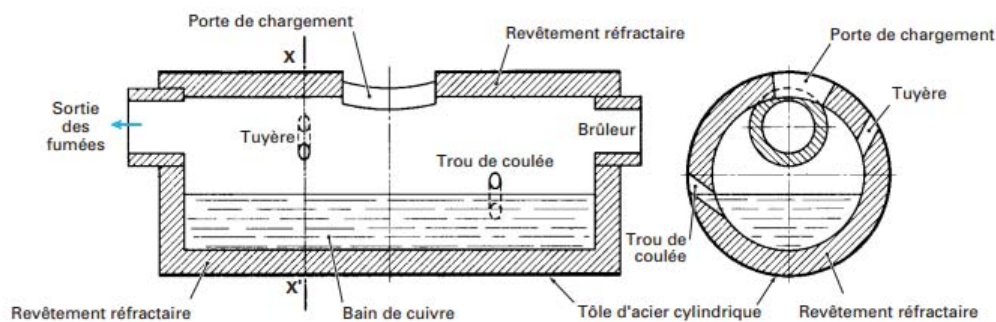


FIGURE B.7 : Schéma d'un four à anodes rotatif (Blazy and Jdid, 2001).

Les anodes sont en général coulées à plat dans des moules en cuivre disposés sur une roue horizontale de coulée. Une méthode plus récente est la coulée en continue d'un ruban entre les deux bandes métalliques d'une machine spéciale. Les anodes ainsi coulées sont de taille uniforme et leur usinage avant électrolyse n'est plus nécessaire (Davenport et al., 2002).

C Caractéristiques des procédés retenus pour le recyclage du cuivre

Les tableaux suivants regroupent les caractéristiques retenues pour la modélisation des procédés de recyclage du cuivre.

TABLE C.1 : *Caractéristiques du procédé d'extraction par solvant et extraction électrolytique (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988).*

Procédé :	Procédé Leach-Solvent Extraction Electrowin				
Propriétés pour la composition (%)					
Constituants	$T_{c_{min}}$	$T_{c_{max}}$	$SF_{product}$	SF_{waste1}	SF_{waste2}
Cuivre	0.005	0.35	0.863	0.138	0.0
Fer	0	0.5	0.371	0.629	0.0
Zinc	0	1	0.11	0.66	0.23
Plomb	0	1	0.31	0.27	0.42
Étain	0	1	0.31	0.27	0.42
Équilibre	0	1	0.20	0.70	0.1
Propriétés physiques					
Caractéristiques	$T_{p_{min}}$	$T_{p_{max}}$	$T_{p_{out}}$		
Taille (m)	0	0.1	1		
Humidité (%)	0	1	0		
Consommation d'énergie et de matière (kWh/t_{Cu})					
Électricité	4500				
Fioul	0				
Eau	0				
Oxygène	0				
Silice	0				
$T_{c_{min}}$, $T_{c_{max}}$	Compositions minimale et maximale acceptées en entrée				
$SF_{product}$, SF_{waste1} , SF_{waste2}	Facteurs de séparation : pourcentage de chaque constituant qui va dans le courant de sortie principal (produit), le courant de déchets solides et liquides (waste1) et le courant de déchets gazeux (waste2)				
$T_{p_{min}}$, $T_{p_{max}}$	Propriétés physiques minimale et maximale acceptées en entrée				
$T_{p_{out}}$	Caractéristiques physiques en sortie				

TABLE C.2 : Caractéristiques du four à fusion éclair Outukumpu (*Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988*).

Procédé : Four à fusion éclair Outukumpu					
Propriétés pour la composition (%)					
Constituants	$T_{c_{min}}$	$T_{c_{max}}$	$SF_{product}$	SF_{waste1}	SF_{waste2}
Cuivre	0.2	0.55	0.99	0.01	0.0
Fer	0.127	0.26	0.40	0.60	0.0
Zinc	0	1	0.40	0.60	0.0
Plomb	0	1	0.54	0.46	0.0
Étain	0	1	0.54	0.46	0.0
Équilibre	0	1	0.01	0.89	0.1
Propriétés physiques					
Caractéristiques	Tp_{min}	Tp_{max}	Tp_{out}		
Taille (m)	0	0	0		
Humidité (%)	0	0.005	0		
Consommation d'énergie et de matière (kWh/t_{Cu})					
Électricité	0				
Fioul	790				
Eau	23				
Oxygène	890				
Silice	12				
$T_{c_{min}}$, $T_{c_{max}}$	Compositions minimale et maximale acceptées en entrée				
$SF_{product}$, SF_{waste1} , SF_{waste2}	Facteurs de séparation : pourcentage de chaque constituant qui va dans le courant de sortie principal (produit), le courant de déchets solides et liquides (waste1) et le courant de déchets gazeux (waste2)				
Tp_{min} , Tp_{max}	Propriétés physiques minimale et maximale acceptées en entrée				
Tp_{out}	Caractéristiques physiques en sortie				

TABLE C.3 : *Caractéristiques du four à fusion éclair “Direct to Blister” (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988).*

Procédé :	Four à fusion éclair “Direct to Blister”				
Propriétés pour la composition (%)					
Constituants	Tc_{min}	Tc_{max}	$SF_{product}$	SF_{waste1}	SF_{waste2}
Cuivre	0.274	0.6	0.72	0.27	0.0
Fer	0	0.125	0.08	0.92	0.0
Zinc	0	0.04	0.04	0.84	0.12
Plomb	0	0.04	0.03	0.97	0.0
Étain	0	0.04	0.03	0.97	0.0
Équilibre	0	1	0.01	0.89	0.1
Propriétés physiques					
Caractéristiques	Tp_{min}	Tp_{max}	Tp_{out}		
Taille (m)	0	0	0		
Humidité (%)	0	0.005	0		
Consommation d'énergie et de matière (kWh/tCu)					
Électricité	0				
Fioul	790				
Eau	23				
Oxygène	890				
Silice	12				
Tc_{min} , Tc_{max}	Compositions minimale et maximale acceptées en entrée				
$SF_{product}$, SF_{waste1} , SF_{waste2}	Facteurs de séparation : pourcentage de chaque constituant qui va dans le courant de sortie principal (produit), le courant de déchets solides et liquides (waste1) et le courant de déchets gazeux (waste2)				
Tp_{min} , Tp_{max}	Propriétés physiques minimale et maximale acceptées en entrée				
Tp_{out}	Caractéristiques physiques en sortie				

TABLE C.4 : *Caractéristiques du four électrique (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988).*

Procédé :	Four électrique				
Propriétés pour la composition (%)					
Constituants	$T_{c_{min}}$	$T_{c_{max}}$	$SF_{product}$	SF_{waste1}	SF_{waste2}
Cuivre	0.1	0.997	0.97	0.03	0.0
Fer	0	0.45	0.40	0.60	0.0
Zinc	0	1	0.15	0.45	0.4
Plomb	0	1	0.25	0.75	0.0
Étain	0	1	0.25	0.75	0.0
Équilibre	0	1	0.20	0.70	0.1
Propriétés physiques					
Caractéristiques	Tp_{min}	Tp_{max}	Tp_{out}		
Taille (m)	0	0.1	0		
Humidité (%)	0	0	0		
Consommation d'énergie et de matière (kWh/t_{Cu})					
Électricité	5600				
Fioul	1100				
Eau	0				
Oxygène	0				
Silice	0				
$T_{c_{min}}$, $T_{c_{max}}$	Compositions minimale et maximale acceptées en entrée				
$SF_{product}$, SF_{waste1} , SF_{waste2}	Facteurs de séparation : pourcentage de chaque constituant qui va dans le courant de sortie principal (produit), le courant de déchets solides et liquides (waste1) et le courant de déchets gazeux (waste2)				
Tp_{min} , Tp_{max}	Propriétés physiques minimale et maximale acceptées en entrée				
Tp_{out}	Caractéristiques physiques en sortie				

TABLE C.5 : *Caractéristiques du four Noranda (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988).*

Procédé :	Four Noranda				
Propriétés pour la composition (%)					
Constituants	$T_{c_{min}}$	$T_{c_{max}}$	$SF_{product}$	SF_{waste1}	SF_{waste2}
Cuivre	0.2	0.35	0.94	0.06	0
Fer	0	0.45	0.19	0.81	0
Zinc	0	1	0.125	0.75	0.125
Plomb	0	1	0.2	0.3	0.5
Étain	0	1	0.2	0.3	0.5
Équilibre	0	1	0.2	0.7	0.1
Propriétés physiques					
Caractéristiques	Tp_{min}	Tp_{max}	Tp_{out}		
Taille (m)	0	0.05	0		
Humidité (%)	0	0.14	0		
Consommation d'énergie et de matière (kWh/t_{Cu})					
Électricité	369				
Fioul	1562				
Eau	0				
Oxygène	929				
Silice	190				
$T_{c_{min}} , T_{c_{max}}$	Compositions minimale et maximale acceptées en entrée				
$SF_{product},$ $SF_{waste1},$ SF_{waste2}	Facteurs de séparation : pourcentage de chaque consti- tuant qui va dans le courant de sortie principal (produit), le courant de déchets solides et liquides (waste1) et le cou- rant de déchets gazeux (waste2)				
Tp_{min}, Tp_{max}	Propriétés physiques minimale et maximale acceptées en entrée				
Tp_{out}	Caractéristiques physiques en sortie				

TABLE C.6 : *Caractéristiques du four Teniente (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988).*

Procédé :	Four Teniente				
Propriétés pour la composition (%)					
Constituants	$T_{c_{min}}$	$T_{c_{max}}$	$SF_{product}$	SF_{waste1}	SF_{waste2}
Cuivre	0.2	0.35	0.863	0.138	0.0
Fer	0	0.45	0.371	0.629	0.0
Zinc	0	1	0.11	0.66	0.23
Plomb	0	1	0.31	0.27	0.42
Étain	0	1	0.31	0.27	0.42
Équilibre	0	1	0.20	0.70	0.1
Propriétés physiques					
Caractéristiques	Tp_{min}	Tp_{max}	Tp_{out}		
Taille (m)	0	0.1	0		
Humidité (%)	0	0.14	0		
Consommation d'énergie et de matière (kWh/t_{Cu})					
Électricité	370				
Fioul	1600				
Eau	0				
Oxygène	930				
Silice	190				
$T_{c_{min}} , T_{c_{max}}$	Compositions minimale et maximale acceptées en entrée				
$SF_{product},$ $SF_{waste1},$ SF_{waste2}	Facteurs de séparation : pourcentage de chaque constituant qui va dans le courant de sortie principal (produit), le courant de déchets solides et liquides (waste1) et le courant de déchets gazeux (waste2)				
Tp_{min}, Tp_{max}	Propriétés physiques minimale et maximale acceptées en entrée				
Tp_{out}	Caractéristiques physiques en sortie				

TABLE C.7 : *Caractéristiques du four en bain fondu SKS (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988).*

Procédé :	Four en bain fondu SKS				
Propriétés pour la composition (%)					
Constituants	$T_{c_{min}}$	$T_{c_{max}}$	$SF_{product}$	SF_{waste1}	SF_{waste2}
Cuivre	0.18	0.3	0.89	0.11	0.0
Fer	0.2	0.35	0.26	0.74	0.0
Zinc	0	1	0.29	0.71	0.0
Plomb	0	1	0.525	0.15	0.325
Étain	0	1	0.525	0.15	0.325
Équilibre	0	1	0.20	0.70	0.1
Propriétés physiques					
Caractéristiques	Tp_{min}	Tp_{max}	Tp_{out}		
Taille (m)	0	0.1	0		
Humidité (%)	0	0.14	0		
Consommation d'énergie et de matière (kWh/tCu)					
Électricité	-				
Fioul	-				
Eau	-				
Oxygène	-				
Silice	-				
$T_{c_{min}} , T_{c_{max}}$	Compositions minimale et maximale acceptées en entrée				
$SF_{product},$ $SF_{waste1},$ SF_{waste2}	Facteurs de séparation : pourcentage de chaque constituant qui va dans le courant de sortie principal (produit), le courant de déchets solides et liquides (waste1) et le courant de déchets gazeux (waste2)				
Tp_{min}, Tp_{max}	Propriétés physiques minimale et maximale acceptées en entrée				
Tp_{out}	Caractéristiques physiques en sortie				

TABLE C.8 : *Caractéristiques du convertisseur Peirce Smith (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988).*

Procédé : Pierce Smith Converter					
Propriétés pour la composition (%)					
Constituants	$T_{c_{min}}$	$T_{c_{max}}$	$SF_{product}$	SF_{waste1}	SF_{waste2}
Cuivre	0.35	0.97	0.96	0.04	0.0
Fer	0.03	0.4	0.00	1.0	0.0
Zinc	0	1	0.04	0.84	0.12
Plomb	0	1	0.03	0.47	0.51
Étain	0	1	0.03	0.47	0.51
Équilibre	0	1	0.01	0.89	0.1
Propriétés physiques					
Caractéristiques	Tp_{min}	Tp_{max}	Tp_{out}		
Taille (m)	0	0	0		
Humidité (%)	0	0	0		
Consommation d'énergie et de matière (kWh/t_{Cu})					
Électricité	110-860				
Fioul	0-1050				
Eau	0				
Oxygène	0				
Silice	0				
$T_{c_{min}}$, $T_{c_{max}}$	Compositions minimale et maximale acceptées en entrée				
$SF_{product}$, SF_{waste1} , SF_{waste2}	Facteurs de séparation : pourcentage de chaque constituant qui va dans le courant de sortie principal (produit), le courant de déchets solides et liquides (waste1) et le courant de déchets gazeux (waste2)				
Tp_{min} , Tp_{max}	Propriétés physiques minimale et maximale acceptées en entrée				
Tp_{out}	Caractéristiques physiques en sortie				

TABLE C.9 : *Caractéristiques du four à anodes (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988).*

Procédé :	Four à anode				
Propriétés pour la composition (%)					
Constituants	Tc_{min}	Tc_{max}	$SF_{product}$	SF_{waste1}	SF_{waste2}
Cuivre	0.97	0.997	0.99	0.01	0.0
Fer	0	0.005	0.40	0.60	0.0
Zinc	0	0.005	0.40	0.60	0.0
Plomb	0	0.005	0.54	0.46	0.0
Étain	0	1	0.54	0.46	0.0
Équilibre	0	1	0.01	0.89	0.1
Propriétés physiques					
Caractéristiques	Tp_{min}	Tp_{max}	Tp_{out}		
Taille (m)	0	0	1		
Humidité (%)	0	0	0		
Consommation d'énergie et de matière (kWh/t_{Cu})					
Électricité	0				
Fioul	1500-1700				
Eau	0				
Oxygène	0				
Silice	0				
Tc_{min} , Tc_{max}	Compositions minimale et maximale acceptées en entrée				
$SF_{product}$, SF_{waste1} , SF_{waste2}	Facteurs de séparation : pourcentage de chaque constituant qui va dans le courant de sortie principal (produit), le courant de déchets solides et liquides (waste1) et le courant de déchets gazeux (waste2)				
Tp_{min} , Tp_{max}	Propriétés physiques minimale et maximale acceptées en entrée				
Tp_{out}	Caractéristiques physiques en sortie				

TABLE C.10 : *Caractéristiques du four à raffinage électrolytique (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988).*

Procédé : Raffinerie Electrolytique					
Propriétés pour la composition (%)					
Constituants	$T_{c_{min}}$	$T_{c_{max}}$	$SF_{product}$	SF_{waste1}	SF_{waste2}
Cuivre	0.985	1	0.863	0.138	0.0
Fer	0	0.001	0.371	0.629	0.0
Zinc	0	0.003	0.11	0.66	0.23
Plomb	0	0.003	0.31	0.27	0.42
Étain	0	0.003	0.31	0.27	0.42
Équilibre	0	0.003	0.20	0.70	0.1
Propriétés physiques					
Caractéristiques	Tp_{min}	Tp_{max}	Tp_{out}		
Taille (m)	1	1	0		
Humidité (%)	0	0	0		
Consommation d'énergie et de matière (kWh/t_{Cu})					
Électricité	400				
Fioul	0				
Eau	10				
Oxygène	0				
Silice	0				
$T_{c_{min}} , T_{c_{max}}$	Compositions minimale et maximale acceptées en entrée				
$SF_{product},$ $SF_{waste1},$ SF_{waste2}	Facteurs de séparation : pourcentage de chaque constituant qui va dans le courant de sortie principal (produit), le courant de déchets solides et liquides (waste1) et le courant de déchets gazeux (waste2)				
Tp_{min}, Tp_{max}	Propriétés physiques minimale et maximale acceptées en entrée				
Tp_{out}	Caractéristiques physiques en sortie				

D Les différents flowsheets

Les tableaux suivants regroupent les flowsheets qu'il est possible d'utiliser pour les déchets n°2 (table D.1) d'une part et pour les déchets à faible teneur (LGS, table D.2) d'autre part. Les numéros des indices correspondent aux procédés :

1. Procédé hydrométallurgique (LSXEW)
2. Four Outokumpu
3. Four "direct to blister"
4. Four électrique
5. Four Noranda
6. Four Teniente
7. Four SKS
8. Convertisseur Peirce-Smith
9. Four à anode
10. Electroraffinage

Dans les tableaux, F correspond au numéro du flowsheet, et les Pi sont les différents procédés utilisés, dans l'ordre de 1 à 5.

TABLE D.1 : *Flowsheets possibles pour le recyclage des déchets n°2.*

F	1	2	3	4	5	6	7
P1	4	4	4	4	4	4	4
P2	9	4	4	9	4	4	4
P3	0	4	9	10	4	9	4
P4	0	0	0	0	9	10	9
P5	0	0	0	0	0	0	10

TABLE D.2 : *Flowsheets possibles pour le recyclage des débris à faible teneur (LGS).*

F	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
P1	1	4	4	7	4	4	4	4	4	5	5	5	5	6	6	6
P2	0	1	8	1	3	4	4	8	8	3	4	8	8	3	4	8
P3	0	0	0	0	9	4	8	4	9	9	8	4	9	9	8	4
P4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32
P1	6	7	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
P2	8	8	2	2	3	3	3	4	4	4	4	4	5	5	6	6
P3	9	9	4	8	4	4	9	4	4	4	8	9	4	8	4	8
P4	0	0	8	4	4	9	10	4	8	9	4	10	8	4	8	4
P5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48
P1	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	6	6	6
P2	8	8	2	2	3	3	3	4	4	4	4	8	8	2	2	3
P3	4	9	4	8	4	4	9	4	4	4	8	4	9	4	8	4
P4	4	10	8	4	4	9	10	4	8	9	4	4	10	8	4	4
P5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64
P1	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	7
P2	3	3	4	4	4	4	4	8	8	8	2	2	2	4	4	4
P3	4	9	4	4	4	8	8	4	4	9	4	8	8	4	8	8
P4	9	10	4	8	9	4	9	4	9	10	8	4	9	8	4	9
P5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80
P1	7	7	7	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
P2	8	8	8	2	2	2	2	3	4	4	4	4	4	4	4	4
P3	4	4	9	4	4	8	8	4	2	4	4	4	4	4	8	8
P4	4	9	10	4	8	4	9	9	4	4	4	4	8	9	4	9
P5	0	0	0	8	4	4	10	10	8	4	8	9	4	10	4	10
F	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96
P1	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
P2	5	5	5	5	6	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	8
P3	4	4	8	8	2	2	4	4	8	8	2	2	4	4	8	4
P4	4	8	4	9	4	8	4	8	4	9	4	8	4	8	4	4
P5	8	4	4	10	8	4	8	4	4	10	8	4	8	4	4	4
F	97	98	99	100	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112
P1	4	5	5	5	5	5	5	5	6	6	6	6	6	6	6	6
P2	8	2	3	4	4	4	4	8	2	2	3	4	4	4	4	4
P3	4	8	4	4	4	4	8	4	4	8	4	4	4	4	4	8
P4	9	9	9	4	4	9	9	9	4	9	9	4	4	4	9	9
P5	10	10	10	4	9	10	10	10	8	10	10	4	8	9	10	10
F	113	114	115	116	117	118	119	120	121	122	123	124	125	126	127	
P1	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	
P2	8	2	2	4	4	4	4	5	5	5	6	6	6	8	8	
P3	4	4	8	4	4	8	8	4	8	8	4	4	8	4	4	
P4	9	4	9	4	8	4	9	8	4	9	4	8	4	4	9	
P5	10	8	10	8	4	4	10	4	4	10	8	4	4	4	10	

E Données utilisées pour les calculs des impacts

E.1 Données utilisées pour calculer les impacts économiques

Les données et hypothèses suivantes ont été utilisées pour le calcul des coûts liés au cycle du cuivre.

TABLE E.1 : *Données utilisées pour le calcul des coûts.*

Impact	Valeur	Source
Coûts exclusivement liés aux procédés de recyclage, calculés à partir de la consommation énergétique		
Electricité	0,06542 €/kWh	Tarifs < 240 kVA EDF (+43,44 €/abonnement)
Electricité	0,04474 €/kWh	Tarifs > 240 kVA EDF (+69,96 €/abonnement)
Fioul	0.1 €/kWh	Tarif
Coûts liés à la collecte des déchets (sélective ou non)		
Collecte des MSW	151 €/t	(Andrup et al., 2011)
Collecte des autres déchets	66 €/t	(Andrup et al., 2011)
Collecte non-sélective	151 €/t	Idem MSW
Coûts liés à l'élimination des déchets (enfouissement ou incinération) (Andrup et al., 2011)		
Enfouissement	64 €/t	prix de l'enfouissement des déchets
Incinération	9-33 €/t	prix de l'incinération des déchets, auquel il faut enlever la vente de l'électricité produite (tarif fixé à 0,06 €/kWh pour une production énergétique de 550 kWh/t)
Coûts liés au tri des déchets pour en extraire les débris		
Tri	151 €/t de déchet trié	supposé égal au coût de la collecte sélective des MSW
Coûts imputés aux importations et exportations (de cuivre, de déchets, etc.).		
Déchets triés	80 €/t	0.0272 L/tkm × 2000km avec un coûts d'environ 1,5€/L
Déchets mélangés	165 €/t	Hypothèse, en plus du coût du transport il faut payer un pays pour les accepter
Coût de vente des débris		
N°1	5900 €/t	prix des débris purs sur le marché
N°2	5550 €/t	prix des débris de haute qualité sur le marché
LGS	1000 €/t	prix des débris à faible concentration sur le marché (hypothèse : 5000 €/tCu avec en moyenne 20% de cuivre)
Alliages	4200 €/t	prix des débris d'alliages sur le marché
Reste	0 €/t	prix des débris à très faible teneur sur le marché (hypothèse : ça n'a pas de valeur marchande car le cuivre est trop dilué)
Cuivre raffiné	6000 €/t	cours du cuivre
Concentré	40 €/t	prix du marché
Matet	1000 €/t	prix du marché
Blister	3000 €/t	prix du marché

E.2 Données utilisées pour calculer les impacts sur l'environnement

Les données et hypothèses suivantes ont été utilisées pour le calcul des impacts totaux sur l'environnement exprimés en équivalent CO_2 principalement issues de la base de donnée EcoInvent (Classen et al., 2007). Il est à noter que les impacts liés au procédés de recyclage ont été calculés à partir de la consommation énergétique et de matière des procédés

TABLE E.2 : *Données utilisées pour le calcul des impacts sur l'environnement.*

Impact	Valeur	Source
Impacts liés au recyclage		
Électricité	0,0262 kg_{eqCO_2}/kWh	EcoInvent "Electricity, medium voltage, at grid/FR"
Fioul	0,358 kg_{eqCO_2}/kWh	EcoInvent : Moyenne des "Fuels Oil" : 0,500 kg_{eqCO_2}/kg , avec un pouvoir calorifique d'environ 12kWh/kg
Eau	0,0015 kg_{eqCO_2}/kWh	Moyenne des eaux d'industrielles (0,001 kg_{eqCO_2}/kg) + énergie pour chauffer l'eau à 1200°C
Oxygène	0,5307 kg_{eqCO_2}/kWh	EcoInvent "Oxygen, liquid, at plant/RER" 0,408 kg_{eqCO_2}/kg et consommation d'électricité 0,76883 kWh/kg
Silice	0 kg_{eqCO_2}/kWh	Matière première
Impacts liés à la collecte des déchets (sélective ou non)		
Collecte sélective des MSW	92 kg_{eqCO_2}/t	EcoInvent "Transport, municipal waste collection, lorry 21t/CH" (hypothèse :70 km)
Collecte sélective des autres déchets	46 kg_{eqCO_2}/t	Moitié moins car amenés par les particuliers ou industries
Collecte non-sélective	92 kg_{eqCO_2}/t	Idem MSW
Impacts liés à l'élimination des déchets (enfouissement ou incinération)		
Enfouissement des déchets	300 kg_{eqCO_2}/t	EcoInvent : 7,09 kg_{eqCO_2}/t pour l'enfouissement des inertes mais >300 kg_{eqCO_2}/t pour l'enfouissement de déchets résiduels
Incinération des déchets	505 – 14,41 kg_{eqCO_2}/t	EcoInvent "Disposal, municipal solid waste, 22.9% water, to municipal incineration/CH" : 505 kg_{eqCO_2}/t déchet, mais il faut considérer qu'on récupère de l'énergie : 550 kWh_{elec}/t sont récupérés, et selon EcoInvent, l'électricité produite en France a un impact de 0,0262 kg_{eqCO_2}/kWh
Impacts liés au tri des déchets pour en extraire les débris		
Tri	6.10 ⁷³ kg_{eqCO_2}/t	Tri manuel, impacts négligeables
Impacts imputés aux importations et exportations (de cuivre, déchets, etc.)		
Transport déchets (tout type)	125 kg_{eqCO_2}/t	EcoInvent "Transport combination truck gasoline powered" (hypothèse : 2000 km)
Impact imputé aux produits importés (en plus du transport)		
Concentré	450 kg_{eqCO_2}/t	EcoInvent "copper concentrate, at beneficiation"
Matte	525 kg_{eqCO_2}/t	Impact entre celui du concentré et du blister
Blister	568 kg_{eqCO_2}/t	EcoInvent "copper, blister-copper, at primary smelter/kg/RER"
Cuivre raffiné	2875 kg_{eqCO_2}/t	EcoInvent "copper, primary, at refinery" (moyenne)

E.3 Données utilisées pour calculer la consommation énergétique

Les données et hypothèses suivantes ont été utilisées pour le calcul de la consommation énergétique liée au cycle du cuivre.

TABLE E.3 : *Données utilisées pour le calcul de la consommation énergétique.*

Impact	Valeur	Source
Consommation énergétique (et de matière) des procédés		
Calculée à partir des données présentées dans les tables par procédé		
Consommation énergétique liée à la collecte des déchets (sélective ou non)		
Collecte sélec- tive MSW	290 kWh/t	EcoInvent : 0,336 kg _{diesel} /tkm avec un pouvoir calorifique 44,8 MJ/L, soit 12,44 kWh/kg d'où 4,1813 kWh/tkm, distance moyenne retenue de 70 km
Collecte sélec- tive autres dé- chets	145 kWh/t	moitié moins car ce sont les personnes qui les amènent
Collecte non- sélective : consomma- tion énergé- tique de la collecte	290 kWh/t	Idem MSW
Consommation énergétique liée à l'élimination des déchets (enfouissement ou incinération)		
Enfouissement	1.25 kWh/t	Consommation d'énergie très faible, seulement pour alimenter les camions, on dit 10 km pour majorer
Incinération	-550 kWh/t	Production d'énergie par incinération : le PCI des déchets est tel qu'on récupère 2,2 MWh _{thermique} /t, si on considère de l'énergie électrique on multiplie par un rendement de 25%
Consommation énergétique liée au tri des déchets pour en extraire les débris		
Tri	1 kWh/t	Tri manuel, énergie négligeable
Consommation énergétique imputée aux importations et exportations (de cuivre, déchets, etc.).		
Tout déchet	600 kWh/t	EcoInvent : 0,0272 L _{diesel} /tkm soit 54,4 L/t pour 2000 km, avec un pouvoir calorifique de 38080 kJ/L soit 10,58 kWh/L, d'où 575 kWh/t
Consommation énergétique imputée aux produits importés (en plus du transport)		
Cuivre raffiné	8300 kWh/t	Moyenne de différentes études : Jdid and Blazy (2002) : fabrication à partir de minerai = 105 à 110 MJ/kg _{Cu} , soit 29166,67 à 30555,56 kWh/t _{Cu} , mais selon beaucoup d'autres études, plutôt entre 25 et 30 MJ/kg _{Cu} (par exemple Fthenakis et al. (2009)), soit environ 8300 kWh/t _{Cu}
Concentré	166 kWh/t	EcoInvent "copper concentrate, at beneficiation"
Matte	2324 kWh/t	Impact entre celui du concentré et du blister
Blister	6354 kWh/t	EcoInvent "copper, blister-copper, at primary smelter/kg/RER"

Bibliographie

ADEME (2012a). Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie. <http://www2.ademe.fr/>. Retrieved from the internet on September 20, 2012.

ADEME (2012b). Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie Midi-Pyrénées. <http://www.ademe.fr/midi-pyrenees/>. Retrieved from the internet on September 20, 2012.

ADEME (2012c). Observatoire des Véhicules Hors d'Usage (VHU). <http://www2.ademe.fr/>. Retrieved from the internet on October 1, 2012.

Andrup, A., P. Bajeat, P. Even, S. Pasquier, and P. Pillet (2011). Référentiel national des coûts de gestion du service public d'élimination des déchets en 2007/2008. Technical report, Direction Consommation Durable et Déchets - ADEME Angers.

Ayres, R. U. and L. Ayres (2002). *A Handbook of Industrial Ecology*. Cheltenham, UK - Northampton MA, USA: Edward Elgar.

Ayres, R. U., L. W. Ayres, and I. Råde (2002, January). The Life Cycle of Copper, its Co-Products and By-Products. *Eco-Efficiency in Industry and Science* 13, 1–210.

Azapagic, A., C. Pettit, and P. Sinclair (2007). A life cycle methodology for mapping the flows of pollutants in the urban environment. *Clean Technologies and Environmental Policy* 9, 199–214. 10.1007/s10098-007-0092-9.

Barna, L. (2009/2010). *Polycopié de cours de l'INSA de Toulouse : Outil d'analyse environnementale de produits et procédés*. INSA.

-
- Bernstein, L., P. Bosch, O. Canziani, Z. Chen, R. Christ, O. Davidson, W. Hare, S. Huq, D. Karoly, V. Kattsov, Z. Kundzewicz, J. Liu, U. Lohmann, M. Manning, T. Matsuno, B. Menne, B. Metz, M. Mirza, N. Nicholls, L. Nurse, R. Pachauri, J. Palutikof, M. Parry, D. Qin, N. Ravindranath, A. Reisinger, J. Ren, K. Riahi, C. Rosenzweig, M. Rusticucci, S. Schneider, Y. Sokona, S. Solomon, P. Stott, R. Stouffer, T. Sugiyama, R. Swart, D. Tirpak, C. Vogel, and G. Yohe (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Technical report, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Geneva, Switzerland.
- Bertram, M., T. E. Graedel, H. Rechberger, and S. Spatari (2002). The contemporary European copper cycle: waste management subsystem. *Ecological Economics* 42(1-2), 43 – 57.
- Bever, M. B. (1976). The recycling of metals - II. Nonferrous metals. *Conservation & Recycling* 1(1), 137 – 147.
- Beylot, A., J. Villeneuve, and G. Bellenfant (2013). Life Cycle Assessment of landfill biogas management: Sensitivity to diffuse and combustion air emissions. *Waste Management* 33(2), 401 – 411.
- Bigum, M., L. Brogaard, and T. H. Christensen (2011). Metal recovery from high-grade WEEE: A life cycle assessment. *Journal of Hazardous Materials* - (0), –.
- BIR (2013). Bureau of International Recycling. <http://www.bir.org/industry/non-ferrous-metals/>. Retrieved from the internet on March 26, 2013.
- Blazy, P. and E.-A. Jdid (2001, December). Pyrométallurgie et électroraffinage du cuivre. *Techniques de l'ingénieur Métallurgie extractive et recyclage des métaux de transition*, 1–20.
- Boix, M. (2011, September). *Optimisation multicritère de réseaux d'eau*. Ph. D. thesis, Université de Toulouse.
- Bouman, M., R. Heijungs, E. van der Voet, J. C. J. M. van den Bergh, and G. Huppes (2000). Material flows and economic models: an analytical comparison of SFA, LCA and partial equilibrium models. *Ecological Economics* 32(2), 195 – 216.

-
- Brahmst, E. (2006, November). Copper in End-of-Life Vehicle Recycling. Technical report, Copper Development Association (CDA) Manufacturing, Engineering & Technology Group Center for Automotive Research.
- Braungart, M., W. McDonough, and A. Bollinger (2007). Cradle-to-cradle design: creating healthy emissions - a strategy for eco-effective product and system design. *Journal of Cleaner Production* 15(13-14), 1337 – 1348. Approaching zero emissions.
- Bremond, D. (2008, September). Etat des lieux de la valorisation des matériaux issus du traitement des Vehicules Hors d’Usage. Technical report, ADEME. Étude réalisée pour le compte de l’ADEME par RDC-Environnement et Bio Intelligence Service.
- BRGM (2009, June). Forwast - projet, modèle et utilisations. Technical report, Bureau de Recherches Géologiques et Minières.
- Brundtland, G. H. (1987). Notre avenir à tous. Technical report, Commission mondiale sur l’environnement et le développement de l’Organisation des Nations unies.
- Brunner, P. H. and H. Rechberger (2004, October). *Practical Handbook of Material Flow Analysis*. Lewis, CRC Press LLC, Boca Raton, Florida. ISBN-10: 1566706041 ISBN-13: 978-1566706049.
- Bureau de la Lutte contre les Pollutions Domestiques et Industrielles (2009, May). Eléments de contexte et réglementation française relatifs à la valorisation des boues issues du traitement des eaux usées. Technical report, Ministère de l’Ecologie, de l’Energie, du Développement durable et de l’Aménagement du territoire.
- Cencic, O. and H. Rechberger (2008). Material Flow Analysis with software STAN. *Journal of Environmental Engineering and Management* 18(1), 3–7.
- Cerný, V. (1985). Thermodynamical approach to the traveling salesman problem: An efficient simulation algorithm. *Journal of Optimization Theory and Applications* 45(1), 41–51.
- Chamveha, P., K. Chaichana, A. Chuachuensuk, S. Authayanun, and A. Arpornwichanop (2009). Performance Analysis of a Smelting Reactor for Cop-

-
- per Production Process. *Industrial & Engineering Chemistry Research* 48(3), 1120–1125.
- Chancerel, P., C. E. Meskers, C. Hagelüken, and V. S. Rotter (2009). Assessment of Precious Metal Flows During Preprocessing of Waste Electrical and Electronic Equipment. *Journal of Industrial Ecology* 13(5), 791–810.
- CITEPA (2012). Centre Interprofessionnel Technique d'Etude de la Pollution Atmosphérique. <http://www.citepa.org>. Retrieved from the internet on September 20, 2012.
- Classen, M., H.-J. Althaus, S. Blaser, W. Schamhorst, M. Tuchschnid, N. Jungbluth, and M. Faist Emmenegger (2007). Life Cycle Inventories of Metals. Technical report, EcoInvent.
- Commission Européenne (2013, July). RÈGLEMENT (UE) N° 715/2013 DE LA COMMISSION du 25 juillet 2013 établissant les critères permettant de déterminer à quel moment les débris de cuivre cessent d'être des déchets au sens de la directive 2008/98/CE du Parlement européen et du Conseil. *Journal officiel de l'Union Européenne L* 201, 14–20.
- Crosnier, M., F. Leray, S. Margontier, G. Bird, F. Nirascou, and B. Trégouët (2007, Février). Le recyclage des déchets du bâtiment et des travaux publics peut progresser. Technical Report 116, Institut Français de l'Environnement (IFEN).
- Daigo, I., S. Hashimoto, Y. Matsuno, and Y. Adachi (2009). Material stocks and flows accounting for copper and copper-based alloys in Japan. *Resources, Conservation and Recycling* 53(4), 208 – 217.
- Davenport, W., M. King, M. Schlesinger, and A. Biswas (2002). *Extractive Metallurgy of Copper - fourth edition*. Elsevier, Oxford.
- de Haan, M. and S. J. Keuning (1996). Taking the environment into account: the NAMEA approach. *Review of Income and Wealth* 42(2), 131–148.
- de Haan, M., S. J. Keuning, and P. R. Bosch (1993). INTEGRATING INDICATORS IN A NATIONAL ACCOUNTING MATRIX INCLUDING ENVIRONMENTAL ACCOUNTS (NAMEA): an application to the Netherlands. Technical report, CENTRAL BUREAU OF STATISTICS, The Netherlands.

-
- Deb, K., A. Pratap, S. Agarwal, and T. Meyarivan (2002, April). A fast and elitist multiobjective genetic algorithm: NSGA-II. *Evolutionary Computation, IEEE Transactions on* 6(2), 182–197.
- Dorigo, M. (1992). *Optimization, learning and natural algorithms*. Ph. D. thesis, Politecnico di Milano, Italy.
- E-PRTR (2012). The European Pollutant Release and Transfer Register. <http://prtr.ec.europa.eu/>. Retrieved from the internet on September 20, 2012.
- Eberhart, R. and J. Kennedy (1995). A new optimizer using particle swarm theory. In *Proceedings of the Sixth International Symposium on Micro Machine and Human Science*, pp. 39–43.
- ECI (2012). European Copper Institute - Copper production and properties. <http://www.eurocopper.org>. Retrieved from the internet on September 20, 2012.
- Emission Factor and Inventory Group (EFIG) (1995, January). *Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume 1: Stationary Point and Area Sources*. US EPA.
- Erkman, S. and C. Adoue (2007). Cours en ligne sur l'Ecologie Industrielle. <http://www.e-sige.ensmp.fr/uved/ecologieIndustrielle/>. Retrieved from the internet on September 28, 2011.
- ESPEER (2012). Entrées-Sorties Physiques incluant des Extensions Environnementales pour une gestion globale des Ressources. <http://espeer.brgm.fr/>. Retrieved from the internet on September 20, 2012.
- Eurostat (2008). *Eurostat Manual of Supply, Use and Input-Output Tables*. -. Référence : ISSN 1977-0375.
- Eurostat (2012). Data Explorer. <http://appsso.eurostat.ec.europa.eu>. Retrieved from the internet on September 24, 2012.
- Fangeat, E. (2009, Juin). Campagne nationale de caractérisation des ordures ménagères - Résultats Année 2007. Technical report, ADEME.

-
- Farmer, J., N. H. Packard, and A. S. Perelson (1986). The immune system, adaptation, and machine learning. *Physica D: Nonlinear Phenomena* 22(1-3), 187 – 204. <ce:title>Proceedings of the Fifth Annual International Conference </ce:title>.
- Farrell, F. (2001, June). The Impact of Best Available Techniques (BAT) on the Competitiveness of the European Non-Ferrous Metals Industry. Technical report, Institute For Prospective Technological Studies Seville, W.T.C., Isla de la Cartuja, s/n. E-41092 Sevilla.
- Fonseca, C. and P. Fleming (1993). Genetic Algorithms for Multiobjective Optimization: Formulation, Discussion and Generalization. In *Proceedings of the 5th International Conference on Genetic Algorithms*, San Francisco, CA, USA, pp. 416–423. Morgan Kaufmann Publishers Inc.
- Forwast (2012). Overall mapping of physical flows and stocks of resources to forecast waste quantities in Europe and identify life-cycle environmental stakes of waste prevention and recycling. <http://forwast.brgm.fr/>. Retrieved from the internet on September 20, 2012.
- Freire, F. and S. Thore (2002). Life Cycle Activity Analysis: an integrated environmental and economic mathematical programming decision-support model. *Rozakis S. (ed.), Sourie J.-C. (ed.) Comprehensive economic and spatial bio-energy modelling = Modélisation économique et spatiale des filières bio-énergétiques Options Méditerranéennes - Série A, n°48*, 1–11.
- Fthenakis, V., W. Wang, and H. C. Kim (2009). Life cycle inventory analysis of the production of metals used in photovoltaics. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13(3), 493 – 517.
- Garcia, J. S. D., S. L. Àvila, and W. P. Carpes (2005). Introduction to Optimization Methods: a Brief Survey of Methods. *IEEE multidisciplinary engineering education magazine* 2, 2–7.
- Ghewy, X. and B. Trégouët (2010, December). Chiffres et statistiques - 345 millions de tonnes de déchets produits en France en 2008. Technical Report 179, Ministère de l'Ecologie, du Développement durable, des Transports et du Logement - Commissariat Général au Développement Durable.

-
- Gie, G., L. Haeusler, and A. K. Mougani (2010a, Septembre). Bilan du recyclage 1999 - 2008 - Matériaux et recyclage - Données détaillées par filière. Rapport a, Société In Numeri pour l'ADEME.
- Gie, G., L. Haeusler, and A. K. Mougani (2010b, Septembre). Bilan du recyclage 1999 - 2008 - Produits usagés et recyclage - Données détaillées par filière. Rapport b, Société In Numeri pour l'ADEME.
- Gie, G., L. Haeusler, and A. K. Mougani (2010c, Septembre). Bilan du recyclage 1999 - 2008 - Synthèse générale. Rapport, Société In Numeri pour l'ADEME.
- Giurco, D. (2005, March). *Towards sustainable metal cycles: the case of copper*. Ph. D. thesis, UNIVERSITY OF SYDNEY.
- Giurco, D. and J. Petrie (2007). Strategies for reducing the carbon footprint of copper: New technologies, more recycling or demand management? *Minerals Engineering* 20(9), 842 – 853. Selected papers from Material, Minerals & Metal Ecology '06, Cape Town, South Africa, November 2006.
- Giurco, D., M. Stewart, T. Suljada, and J. Petrie (2001). Copper recycling alternatives: an environmental analysis. In *5th Annual Environmental Engineering Research Event, 20-23 October, Noosa, QLD*.
- Goldberg, D. (1989, January). *Genetic Algorithms in Search, Optimization, and Machine Learning*. Addison-Wesley Professional. ISBN 978-0201157673.
- Gomez, A. (2008, December). *Optimisation technico-économique multi-objectif de systèmes de conversion d'énergie: cogénération électricité-hydrogène à partir d'un réacteur nucléaire de IVème génération*. Ph. D. thesis, Université de Toulouse.
- Graedel, T., J. Allwood, J.-P. Birat, M. Buchert, C. Hagelüken, B. K. Reck, and G. Sonnemann (2011). Recycling Rates of Metals - A Status Report. Technical report, United Nations Environment Programme (UNEP).
- Graedel, T., A. Dubreuil, M. Gerst, S. H. Y. M. D. M. C. Pena, J. Rauch, T. Sinkala, and G. Sonnemann (2010). Metal Stocks in Society - Scientific Synthesis. Technical report, United Nations Environment Programme (UNEP).

-
- Graedel, T. E. (2002). The contemporary European copper cycle: introduction. *Ecological Economics* 42(1-2), 5 – 7.
- Graedel, T. E., M. Bertram, K. Fuse, R. B. Gordon, R. Lifset, H. Rechberger, and S. Spatari (2002). The contemporary European copper cycle: The characterization of technological copper cycles. *Ecological Economics* 42(1-2), 9 – 26.
- Graedel, T. E., D. van Beers, M. Bertram, K. Fuse, R. B. Gordon, A. Gritsinin, A. Kapur, R. J. Klee, R. J. Lifset, L. Memon, H. Rechberger, S. Spatari, and D. Vexler (2004). Multilevel Cycle of Anthropogenic Copper. *Environmental Science & Technology* 38(4), 1242–1252. PMID: 14998044.
- Grisel, L. and G. Durathon (2001). *Pratiquer l'éco-conception - Lignes directrices*. AFNOR pratique.
- Haimes, Y. Y., L. S. Ladon, and D. A. Wismer (1971). On a Bicriterion Formulation of the Problems of Integrated System Identification and System Optimization. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics SMC-1*(3), 296–297.
- Heijungs, R. (1996). Identification of key issues for further investigation in improving the reliability of life-cycle assessments. *Journal of Cleaner Production* 4(3-4), 159 – 166.
- Hernandez Rodriguez, G., A. Beylot, and J. Villeneuve (2012). A numerical approach for compiling full Physical Supply-Use Tables (PSUTs) under conflicting information. In *Proceedings of the 12th Workshop APDR / Modelos input-output*, Leiria, Portugal, pp. ID 1009,.
- Hernandez Rodriguez, G., A. Beylot, J. Villeneuve, and S. Vaxelaire (2012). Estimating consistent Physical Supply-Use Tables (PSUTs) considering data uncertainties. In *20th IIOA conference in Bratislava*.
- Holland, J. H. (1975). *Adaptation in natural and artificial systems: An introductory analysis with applications to biology, control, and artificial intelligence*. U Michigan Press, Oxford, England.
- Horn, J., N. Nafpliotis, and D. Goldberg (1994). A niched Pareto genetic algorithm for multiobjective optimization. In *Evolutionary Computation*,

-
1994. *IEEE World Congress on Computational Intelligence., Proceedings of the First IEEE Conference on*, pp. 82–87 vol.1.
- ICSG (2010, July). ICSG 2010 Statistical Yearbook. Technical Report Vol. 7, International Copper Study Group.
- ICSG (2012). International Copper Study Group website. <http://www.icsg.org/>. Retrieved from the internet on September 20, 2012.
- INSEE (2012). Insee - Définitions et méthodes - Tableau d'entrées-sorties. <http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=definitions/tableau-entrees-sorties.htm>. Retrieved from the internet on September 20, 2012.
- ISO 14011 (2002). ISO 14011:1996 Lignes directrices pour l'audit environnemental – Procédures d'audit – Audit des systèmes de management environnemental.
- ISO 14040 (2010). ISO 14040:2006 Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Principes et cadre.
- ISO 14044 (2010). ISO 14044:2006 Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Exigences et lignes directrices.
- Jamet, C., P. Grégoire, C. Boitard, G. Bird, F. Nirascou, and B. Trégouët (2009, June). Etudes & Documents - Matières mobilisées par l'économie française - Comptes de flux pour une gestion durable des ressources. Technical Report 6, Commissariat Général au Développement Durable - Service de l'Observation et des Statistiques.
- Jdid, E.-A. and P. Blazy (2002, September). Recyclage du cuivre et environnement. *Techniques de l'ingénieur Traité Matériaux métalliques*, 1–5.
- Jeswani, H. K., A. Azapagic, P. Schepelmann, and M. Ritthoff (2010). Options for broadening and deepening the LCA approaches. *Journal of Cleaner Production* 18(2), 120 – 127.
- Johansson, J. and C. Luttrupp (2009). Material hygiene: improving recycling of WEEE demonstrated on dishwashers. *Journal of Cleaner Production* 17(1), 26 – 35.

-
- Jolliet, O., M. Saadé, and P. Crettaz (2005). *Analyse du cycle de vie - Comprendre et réaliser un écobilan*. Gérer l'Environnement.
- Kandelaars, P. and J. Bergh (1996). Materials-product chains: Theory and an application to zinc and PVC gutters. *Environmental and Resource Economics* 8, 97–118. 10.1007/BF00340655.
- Kapur, A., M. Bertram, S. Spatari, K. Fuse, and T. E. Graedel (2003). The contemporary copper cycle of Asia. *Journal of Material Cycles and Waste Management* 5, 143–156. 10.1007/s10163-003-0096-4.
- Keuning, S. (1992). *National Accounts and the Environment: the Case for a System's Approach*. Occasional paper. Central Bureau of Statistics, National Accounts Research Division.
- Key to Metals (2011). Ausmelt / Isasmelt Matte Smelting: Part One. Technical report, KEY to METALS.
- Kim, I. and O. de Weck (2005). Adaptive weighted-sum method for bi-objective optimization: Pareto front generation. *Structural and Multidisciplinary Optimization* 29(2), 149–158.
- Kirkpatrick, S., C. D. Gelatt, and M. P. Vecchi (1983). Optimization by Simulated Annealing. *Science* 220(4598), 671–680.
- Labouze, E., M. Hestin, A. Deprouw, and G. Pageot (2010, Octobre). *Rapport annuel sur la mise en œuvre de la réglementation sur les Déchets d'Équipements Électriques et Electroniques (DEEE) - Données 2009* (Collection Repère ed.). BIO Intelligence Service S.A.S. pour l'ADEME.
- Labouze, E. and V. Monier (2003, July). *Impact Assessment on Selected Policy Options for Prevision of the Battery Directive*. European Commission Directorate General Environment.
- Landner, L. and L. Lindeström (1999). Copper in society and in the environment. *Vasteras, Sweden: Swedish Environmental, Research Group (MFG)* -, -.
- Lenzen, M., S. A. Murray, B. Korte, and C. J. Dey (2003). Environmental impact assessment including indirect effects—a case study using input-output analysis. *Environmental Impact Assessment Review* 23(3), 263 – 282.

-
- Leontief, W. W. (1936, August). Quantitative Input and Output Relations in the Economic Systems of the United States. *The Review of Economics and Statistics* 18(3), 105–125.
- Lettvin, J. Y., H. R. Maturana, W. McCulloch, and W. H. Pitts (1959). What the Frog's Eye Tells the Frog's Brain. *Proceedings of the IRE* 47(11), 1940–1951.
- Longueville, L., C. Mahe, L.-A. Rousselle, H. Yin, V. Labert, and J.-P. Camuzard (2007, February). La mise en place de la filière DEEE : Quels enjeux pour le SYCTOM? Technical report, Sytcom and AgroParisTech.
- Matheys, J. and W. V. Autenboer (2005/2006). *SUBAT: Sustainable Batteries - Work package 5: Overall Assessment - Final Public Report*. Vrije Universiteit Brussel - ETEC.
- Mavrotas, G. (2009, July). Effective implementation of the ϵ -constraint method in Multi-Objective Mathematical Programming problems. *Applied Mathematics and Computation* 213(2), 455 – 465.
- McDonough, W. and M. Braungart (2002). *Cradle to cradle: remaking the way we make things*. North Point Press.
- Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (2012a). Déchets d'Équipements Electriques et Electroniques. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Dechets-d-equipements-electriques,12039>. Retrieved from the internet on October 03, 2012.
- Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (2012b). L'essentiel sur les déchets ménagers et assimilés. <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/s/dechets-menagers-assimiles.html>. Retrieved from the internet on September 20, 2012.
- Monier, V., M. Hestin, M. Trarieux, S. Mimid, L. Domröse, M. van Acoleyen, P. Hjerp, and S. Mugdal (2011). Study on the management of construction and demolition waste in the EU. Technical report, European Commission (DG Environment). Contract 07.0307/2009/540863/SER/G2.

-
- Muchova, L., P. Eder, and A. Villanueva (2011). End-of-waste Criteria for Copper and Copper Alloy Scrap : Technical Proposals. Technical report, JRC European Commission and Institute for Prospective Technological Studies.
- Nakrani, S. and C. Tovey (2004, September). On Honey Bees and Dynamic Server Allocation in Internet Hosting Centers. *Adaptive Behavior - Animals, Animats, Software Agents, Robots, Adaptive Systems* 12(3-4), 223–240.
- Narasimhan, S. and C. Jordache (2000). *Data reconciliation & gross error detection: an intelligent use of process data*. Houston, Texas: Gulf Professional Publishing.
- Olsen, S. I., F. M. Christensen, M. Hauschild, F. Pedersen, H. F. Larsen, and J. Tørsløv (2001). Life cycle impact assessment and risk assessment of chemicals – a methodological comparison. *Environmental Impact Assessment Review* 21(4), 385 – 404.
- Passier, G., F. V. Conte, S. Smets, F. Badin, A. Brouwer, M. Alaküla, D. Santini, and M. Alexander (2007, December). *Status Overview of Hybrid and Electric Vehicle technology*. IEA : International Energy Agency.
- Perrot, N. (2013). Combinaison d’approches mécanistiques et stochastiques pour aider à la décision sur des systèmes complexes alimentaires. In *Séminaire scientifique CEPIA*.
- Pickin, J. (2008). Representations of environmental concerns in cost-benefit analyses of solid waste recycling. *Resources, Conservation and Recycling* 53(1-2), 79 – 85.
- PRé Consultants (2013). SimaPro software. <http://www.pre-sustainability.com/simapro-lca-software>. Retrieved from the internet on September 11, 2013.
- PRODCOM (1991). Production Communautaire. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/prodcom/data/database>. Retrieved from the internet on September 12, 2013.
- Rantik, M. (1999). *Life Cycle Assessment of Five Batteries for Electric Vehicles under Different Charging Regimes*. Ph. D. thesis, Chalmers University of Technology.

-
- RECORD (2005, juin). *Typologie des enjeux environnementaux et usage des différentes méthodes d'évaluation environnementale, notamment dans le domaine des déchets et des installations industrielles*. RECORD. 03-1011/1A.
- Ren, L., Y. Zhang, Y. Wang, and Z. Sun (2007). Comparative Analysis of a Novel M-TOPSIS Method and TOPSIS. *Applied Mathematics Research eXpress* 2007, 10.
- Reuter, M., C. Hudson, A. van Schaik, K. Heiskanen, C. Meskers, and C. H. Germany. (2013). Metal Recycling - Opportunities, Limits, Infrastructure. Technical report, United Nations Environment Programme (UNEP).
- Richer, G., P. Charbonnier, and J.-Y. Koch-Mathian (2001, April). Matériaux de démolition en région Nord - Pas-de-Calais - Recommandations de stockage et de recyclage. Technical report, BRGM, DRIRE. BRGM/RP-50604-FR.
- Ruhrberg, M. (2006). Assessing the recycling efficiency of copper from end-of-life products in Western Europe. *Resources, Conservation and Recycling* 48(2), 141 – 165.
- SCF (2012). Société Chimique de France - Données sur le Cuivre. <http://www.societechimiquedefrance.fr/>. Retrieved from the internet on Mars 26, 2013.
- Schaffer, J. D. (1984). *Some experiments in machine learning using vector evaluated genetic algorithms (artificial intelligence, optimization, adaptation, pattern recognition)*. Ph. D. thesis, Vanderbilt University, Nashville, Tennessee, Nashville, TN, USA. AAI8522492.
- Schultmann, F., B. Engels, and O. Rentz (2004). Flowsheeting-based simulation of recycling concepts in the metal industry. *Journal of Cleaner Production* 12(7), 737 – 751.
- SINOE (2013). SINOE® déchets. <http://www.sinoe.org/>. Retrieved from the internet on March 18, 2013.
- Skutan, S. and H. P. Brunner (2012, July). Metals in RDF and other high calorific value fractions from mechanical treatment of MSW: analysis and sampling errors. *Waste management & research* 30(7), 645–655. eng.

-
- Spatari, S., M. Bertram, K. Fuse, T. E. Graedel, and H. Rechberger (2002). The contemporary European copper cycle: 1 year stocks and flows. *Ecological Economics* 42(1-2), 27 – 42.
- Spatari, S., M. Bertram, R. B. Gordon, K. Henderson, and T. Graedel (2005). Twentieth century copper stocks and flows in North America: A dynamic analysis. *Ecological Economics* 54(1), 37 – 51.
- Srinivas, N. and K. Deb (1994). Multiobjective Optimization Using Nondominated Sorting in Genetic Algorithms. *Evolutionary Computation* 2, 221–248.
- Storn, R. and K. Price (1997). Differential Evolution - A Simple and Efficient Heuristic for global Optimization over Continuous Spaces. *Journal of Global Optimization* 11(4), 341–359.
- Suljada, T. (2001). *A Decision Process Guiding Flowsheet Development for Recycling Copper-Containing Materials*. Ph. D. thesis, University of Sydney.
- Sullivan, J. and L. Gaines (2010, October). A Review of Battery Life-Cycle Analysis: State of Knowledge and Critical Needs. *Energy Systems Division, Argonne National Laboratory ANL/ESD/10-7*, 1–36.
- Swendsen, R. H. and J.-S. Wang (1986, Nov). Replica Monte Carlo Simulation of Spin-Glasses. *Phys. Rev. Lett.* 57, 2607–2609.
- Tanimoto, A. H., X. G. Durany, G. Villalba, and A. C. Pires (2010). Material flow accounting of the copper cycle in Brazil. *Resources, Conservation and Recycling* 55(1), 20 – 28.
- Tello, P. and R. Weerdmeester (2013). Spire Roadmap. Technical report, SPIRE (Sustainable Process Industry through Resource and Energy Efficiency).
- Thore, S. A. (1991, October). *Economic Logistics: The Optimization of Spatial and Sectoral Resource, Production, and Distribution Systems*. Quorum Books, Praeger. ISBN-10: 0899305938 ISBN-13: 978-0899305936 The IC2 Management and Management Science Series.
- U. S. Congress (1988, September). Copper: Technology and Competitiveness. Technical report, Office of Technology Assessment. OTA-E-367.

-
- UNEP (2011). Assessing Mineral Resources in Society - Metal Stock and Recycling rate. Technical report, United Nations Environment Programme.
- van Beers, D., M. Bertram, K. Fuse, S. Spatari, and T. Graedel (2003). The contemporary African copper cycle: One year stocks and flows. *Journal of the South African Institute of Mining and Metallurgy* 103(3), 147–162.
- van der Voet, E., J. Spijker, M. Vijver, O. Selinus, L. Posthuma, D. de Zwart, D. van de Meent, M. Reuter, L. Tikana, S. Valdivia, P. Wäger, M. Hauschild, and A. de Koning (2013). Environmental Risks and Challenges of Anthropogenic Metals Flows and Cycles. Technical report, United Nations Environment Programme.
- Vernus, E. and A. de Cazenove (2011, Juin). Déchets de démolition et de déconstruction : gisements, caractérisations, filières de traitement et de valorisation. Technical report, Polden / Insavalor and Treize Développement.
- Vexler, D., M. Bertram, A. Kapur, S. Spatari, and T. Graedel (2004). The contemporary Latin American and Caribbean copper cycle: 1 year stocks and flows. *Resources, Conservation and Recycling* 41(1), 23 – 46.
- Wenzel, W. and K. Hamacher (1999, Apr). A Stochastic Tunneling Approach for Global Minimization of Complex Potential Energy Landscapes. *Physical Review Letters* 82, 3003–3007.
- Yamane, L. H., V. T. de Moraes, D. C. R. Espinosa, and J. A. S. Tenório (2011). Recycling of WEEE: Characterization of spent printed circuit boards from mobile phones and computers. *Waste Management* 31(12), 2553 – 2558.
- Zadeh, L. (1963). Optimality and non-scalar-valued performance criteria. *Automatic Control, IEEE Transactions on* 8(1), 59–60.
- Zeltner, C., H. P. Bader, R. Scheidegger, and P. Baccini (1999). Sustainable metal management exemplified by copper in the USA. *Regional Environmental Change* 1, 31–46. 10.1007/s101130050006.
- Zhang, S. and E. Forssberg (1998). Optimization of electrodynamic separation for metals recovery from electronic scrap. *Resources, Conservation and Recycling* 22(3-4), 143–162.

- Zitzler, E. and L. Thiele (1999). Multiobjective evolutionary algorithms: a comparative case study and the strength Pareto approach. *Evolutionary Computation, IEEE Transactions on* 3(4), 257–271.

Table des figures

1.1	<i>Les trois piliers du développement durable</i>	15
1.2	<i>Représentation schématique du cycle de vie d'une ressource naturelle (Graedel et al., 2011)</i>	17
1.3	<i>Schéma de la stratégie pour le développement de procédés plus intelligents (Tello and Weerdmeester, 2013)</i>	21
1.4	<i>Représentation schématique de la méthodologie d'optimisation proposée</i>	23
2.1	<i>Étapes d'une analyse du cycle de vie selon la norme ISO 14040</i> .	36
2.2	<i>Principe des tableaux entrées-sorties</i>	42
2.3	<i>Exemple de tableaux entrées-sorties</i>	43
2.4	<i>Modèle NAMEA</i>	44
2.5	<i>Expression matricielle de la circulation des flux de matière dans l'économie (BRGM, 2009)</i>	45
2.6	<i>Exemple de chaîne matériaux-produit pour un produit constitué de deux matériaux</i>	48
2.7	<i>Analyse des flux de substance du plomb au cours du cycle de vie des batteries au plomb</i>	57
2.8	<i>Résultats de l'ACV d'un véhicule alimenté par des batteries PbA et d'un autre par des batteries NiMH</i>	60
2.9	<i>Résultats de l'analyse économique</i>	62

2.10	<i>À gauche : Impacts environnementaux et économiques en fonction de la fraction de jeux de batteries PbA ; à droite : Coût en fonction des impacts environnementaux : front de Pareto</i>	64
3.1	<i>Méthode de calcul des stocks et des flux de déchets</i>	70
3.2	<i>Tableaux entrées-sorties physiques</i>	71
3.3	<i>Cartographie du cycle Français du cuivre pour l'année 2003, réalisée à l'aide du logiciel STAN (flux en Gg)</i>	74
3.4	<i>Frontière du système du cycle de vie du cuivre en France (Graedel et al., 2002)</i>	78
3.5	<i>Débouchés du cuivre (Gie et al., 2010a)</i>	82
3.6	<i>Évolution des flux de débris de cuivre dans les différents types de déchets de 2000 à 2009</i>	91
3.7	<i>Comparaison entre la quantité de déchets de cuivre collectés et produits</i>	92
3.8	<i>MFA de la France (flux en Gg) - année 2003 (A cause des approximations à deux chiffres significatifs la conservation de la masse semble ne pas être respectée, mais elle est respectée dans le calcul détaillé)</i>	96
3.9	<i>Résultats synthétisés de cette étude, comparés avec ceux de Graedel et al. (2004) entre parenthèses (valeurs en Gg)</i>	97
3.10	<i>Évolution des flux de cuivre en kilotonnes avec l'écart-type . . .</i>	97
3.11	<i>Distribution du cuivre dans les différents flux de déchets, avec l'incertitude lorsqu'elle est disponible. À gauche : en France ; à droite : France comparée à d'autres régions (Tanimoto et al. (2010); Bertram et al. (2002); Kapur et al. (2003); Vexler et al. (2004); van Beers et al. (2003); propres données)</i>	99
3.12	<i>Représentation schématique des principaux flux de cuivre en France</i>	101
4.1	<i>Procédé de production pyrométallurgique du cuivre : en rouge et pointillé, les étapes qui sont spécifiques à la production primaire et en vert avec des tirets, les étapes qui sont liées au recyclage .</i>	110
4.2	<i>Procédé de production pyrométallurgique de cuivre recyclé</i>	111
4.3	<i>Principe de fonctionnement d'un four à fusion éclair de type Outokumpu</i>	113

4.4	<i>Schéma d'un convertisseur de type Peirce-Smith (Blazy and Jdid, 2001)</i>	116
4.5	<i>Procédé de production hydrométallurgique de cuivre primaire</i>	119
4.6	<i>Représentation schématique d'un four avec ses entrées et sorties</i>	121
4.7	<i>Copie d'écran de l'interface METSIM avec le module FRL du four Teniente</i>	130
5.1	<i>Superstructure des chemins de traitement du cuivre</i>	142
5.2	<i>Exemple de front de Pareto</i>	153
5.3	<i>Principales méthodes d'optimisation classées par famille (Garcia et al., 2005; Boix, 2011)</i>	154
5.4	<i>Exemple d'application de la méthode ε-contrainte pour une optimisation biobjectif</i>	156
5.5	<i>Optimisation à l'aide de la méthode des colonies de fourmis</i>	158
5.6	<i>Principe de fonctionnement de l'algorithme NSGA II</i>	161
5.7	<i>Résultats de l'optimisation triobjectif : front de Pareto</i>	167
5.8	<i>Résultats de l'optimisation triobjectif : front de Pareto avec le classement de TOPSIS</i>	169
6.1	<i>Représentation simplifiée de tous les flux de la formulation générale du problème</i>	174
6.2	<i>Architecture du programme Matlab® de calcul des impacts</i>	179
6.3	<i>Représentation des flux lors de la minimisation du coût</i>	182
6.4	<i>Répartition des différents impacts lors de la minimisation des coûts</i>	183
6.5	<i>Représentation des flux lors de la minimisation des impacts sur l'environnement</i>	184
6.6	<i>Répartition des différents impacts lors de la minimisation des impacts sur l'environnement</i>	185
6.7	<i>Représentation des flux lors de la minimisation de la consommation énergétique</i>	186
6.8	<i>Répartition des différents impacts lors de la minimisation de la consommation énergétique</i>	187
6.9	<i>Représentation des flux lors de la minimisation des pertes</i>	188
6.10	<i>Répartition des différents impacts lors de la minimisation des pertes</i>	189

6.11	<i>Résultats de l'optimisation biobjectif : front de Pareto</i>	191
6.12	<i>Répartitions des impacts pour la meilleure solution selon le classement M-TOPSIS</i>	192
6.13	<i>Représentation des flux pour la solution de compromis obtenue</i>	193
6.14	<i>Représentation d'une variable de décision partageant deux flux</i>	197
6.15	<i>Résultats des optimisations bicritères conduites avec la méthode MILP</i>	202
6.16	<i>Représentation schématique de la détermination d'une solution de compromis par construction de centres de gravité successifs</i>	204
6.17	<i>Représentation schématique de la méthode proposée pour trouver la meilleure solution de compromis</i>	205
6.18	<i>Représentation des flux de la solution de compromis obtenue par la méthode MILP</i>	210
6.19	<i>Répartition des sources des différents pour la quatrième solution obtenue par programmation linéaire</i>	212
B.1	<i>Schéma du four à fusion éclair Inco (Blazy and Jdid, 2001)</i>	229
B.2	<i>Schéma du four Noranda (Blazy and Jdid, 2001)</i>	230
B.3	<i>Schéma du four Isasmelt (Key to Metals, 2011)</i>	232
B.4	<i>Schéma d'un convertisseur de type Peirce-Smith (Blazy and Jdid, 2001)</i>	233
B.5	<i>Procédés de convertissage en continu (Blazy and Jdid, 2001)</i>	235
B.6	<i>Procédé Mitsubishi (Blazy and Jdid, 2001)</i>	236
B.7	<i>Schéma d'un four à anodes rotatif (Blazy and Jdid, 2001)</i>	237

Liste des tableaux

2.1	<i>Exemple de présentation d'un tableau pour une ESQCV</i>	30
2.2	<i>Exemple de liste de contrôle</i>	30
2.3	<i>Comparaison des méthodes d'évaluation des impacts</i>	53
2.4	<i>Caractéristiques des batteries (Rantik, 1999)</i>	56
2.5	<i>Résultats de l'analyse des flux de substance des batteries PbA et NiMH</i>	58
3.1	<i>Importation et exportation de cuivre raffiné en France (kt)</i>	81
3.2	<i>Quantité de cuivre dans les produits finis fabriqués en France</i>	81
3.3	<i>Sources de dissipation de cuivre en utilisation dans l'atmosphère en 2009</i>	83
3.4	<i>Émissions de cuivre vers l'air, l'eau et le sol (en t/an)</i>	83
3.5	<i>Stock de cuivre en utilisation</i>	85
3.6	<i>Déchets de cuivre collectés en France de 2000 à 2008</i>	86
3.7	<i>Évolution de la production des ordures ménagères en France</i>	86
3.8	<i>Déchets de la construction et de la démolition en France (Mt)</i>	87
3.9	<i>EEE mis sur le marché, gisement de WEEE et quantité de WEEE collectés sélectivement en France</i>	89
3.10	<i>Gisement de véhicules hors d'usage en France</i>	89
3.11	<i>Production de boues d'épuration en France</i>	90
3.12	<i>Concentration en cuivre dans les déchets</i>	91
3.13	<i>Résultats de la SFA et des PIOT pour l'année 2003 en France</i>	99

4.1	<i>Caractéristiques d'un procédé type : cas du four Noranda (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988)</i>	122
4.2	<i>Caractéristiques d'un débris de cuivre utilisé pour illustrer la méthode de construction des flowsheets</i>	125
4.3	<i>Comparaison des propriétés du débris avec celles des procédés</i>	125
4.4	<i>Produits intermédiaires obtenus à l'issu du premier procédé</i>	126
4.5	<i>Produits intermédiaires obtenus à l'issu du deuxième procédé</i>	127
4.6	<i>Produit intermédiaire obtenu à l'issu du troisième procédé</i>	127
4.7	<i>Produits intermédiaires obtenus à l'issu du quatrième procédé</i>	127
5.1	<i>Variables de décision</i>	145
5.2	<i>Comparaison des méthodes d'évaluation des impacts</i>	162
5.3	<i>Caractéristiques des débris de PWB (Suljada, 2001)</i>	165
5.4	<i>Flowsheets (F) obtenus avec les technologies utilisées, débits de cuivre raffiné et impacts si le flowsheet est utilisé seul</i>	166
5.5	<i>Résultats du classement des points à l'aide de TOPSIS</i>	168
6.1	<i>Composition des différentes catégories de déchets</i>	175
6.2	<i>Fraction de débris dans les différentes catégories de déchets</i>	176
6.3	<i>Bornes des variables de décision d'importations et d'exportations</i>	178
6.4	<i>Paramètres retenus pour l'algorithme génétique</i>	180
6.5	<i>Résultats des optimisations monobjectifs</i>	180
6.6	<i>Meilleures solutions selon le classement M-TOPSIS</i>	192
6.7	<i>Variables de décisions permettant d'arriver aux quatre solutions optimales identifiées</i>	194
6.8	<i>Résultats des optimisations monobjectifs conduites avec la formulation linéaire</i>	200
6.9	<i>Solutions obtenues par minimisations successives de tous les critères</i>	207
6.10	<i>Meilleures solutions de compromis obtenues à l'aide de la méthode de résolution linéaire</i>	209
6.11	<i>Variables de décisions permettant d'arriver aux quatre solutions pseudo-optimales identifiées</i>	211
A.1	<i>Classification des activités/produits dans le projet Forwest</i>	225

C.1	<i>Caractéristiques du procédé d'extraction par solvant et extraction électrolytique (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988)</i>	239
C.2	<i>Caractéristiques du four à fusion éclair Outukumpu (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988)</i>	240
C.3	<i>Caractéristiques du four à fusion éclair "Direct to Blister" (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988)</i>	241
C.4	<i>Caractéristiques du four électrique (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988)</i>	242
C.5	<i>Caractéristiques du four Noranda (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988)</i>	243
C.6	<i>Caractéristiques du four Teniente (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988)</i>	244
C.7	<i>Caractéristiques du four en bain fondu SKS (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988)</i>	245
C.8	<i>Caractéristiques du convertisseur Peirce Smith (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988)</i>	246
C.9	<i>Caractéristiques du four à anodes (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988)</i>	247
C.10	<i>Caractéristiques du four à raffinage électrolytique (Suljada, 2001; U. S. Congress, 1988)</i>	248
D.1	<i>Flowsheets possibles pour le recyclage des débris n°2</i>	249
D.2	<i>Flowsheets possibles pour le recyclage des débris à faible teneur (LGS)</i>	250
E.1	<i>Données utilisées pour le calcul des coûts</i>	251
E.2	<i>Données utilisées pour le calcul des impacts sur l'environnement</i>	252
E.3	<i>Données utilisées pour le calcul de la consommation énergétique</i>	253

Optimisation multicritère pour une gestion globale des ressources naturelles : application au cycle du cuivre en France

Ces travaux de thèse concernent l'optimisation multiobjectif de la gestion des ressources naturelles. Une méthodologie est proposée et développée à partir du cas d'application de la gestion du cuivre en France. La modélisation du cycle du cuivre a été réalisée pour les années 2000 à 2009. Cela a montré que la France importe la quasi-totalité de ses besoins sous forme de cuivre raffiné, et a une industrie de recyclage peu développée. Une attention particulière a donc été portée à la gestion des déchets et une méthode de modélisation des flux de traitement a été développée. Enfin une formulation mathématique générale a été proposée : il s'agit de résoudre un problème d'optimisation non-linéaire, mixte, avec de nombreuses variables de décision et une contrainte égalité forte. Ce problème a été en parti résolu grâce à l'algorithme génétique, puis une nouvelle approche d'optimisation de problèmes d'une telle complexité est proposée.

Mot-clés : *Optimisation multiobjectif, analyse des flux de matière, recyclage, gestion des ressources, cuivre, analyse du cycle de vie*

Multicriteria optimization for a global resource management: application to French copper cycle

This work presents the multiobjective optimization of natural resources management. A methodology is proposed and developed based on the application on copper cycle in France. French copper cycle has been modeled from 2000 to 2009. It showed that France imports most of its needs as refined copper, and has an underdeveloped recycling industry. Particular attention has been given to waste management, and a method to model processed flows has been developed. Finally a general mathematical formulation has been proposed: the idea is to solve a mixed non-linear problem with multiple decision variables and a strong equality constraint. This problem has been partly solved thanks to genetic algorithm, and then a novel approach to optimization problems of such complexity is proposed.

Keywords: *Multiobjective optimization, material flow analysis, recycling, resources management, copper, life cycle assessment*
